

Experimentelle und theoretische Untersuchungen zur Sanierung des Waldweiheres und des Gattikerweiheres in Thalwil (ZH)

Inaugural-Dissertation

zur Erlangung der philosophischen Doktorwürde

vorgelegt der

PHILOSOPHISCHEN FAKULTÄT II

der

UNIVERSITÄT ZÜRICH

von

PETER KLÖTI

aus Zürich

Begutachtet von

Herrn Prof. Dr. R. Bachofen

und

Herrn Prof. Dr. H. Ambühl

Zürich 1988

Zentralstelle der Studentenschaft



Experimentelle und theoretische Untersuchungen zur Sanierung des Waldweiher und des Gattikerweiher in Thalwil (ZH)

Inaugural-Dissertation

zur Erlangung der philosophischen Doktorwürde
vorgelegt der

PHILOSOPHISCHEN FAKULTÄT II

der

UNIVERSITÄT ZÜRICH

von

PETER KLÖTI

aus Zürich

Begutachtet von

Herrn Prof. Dr. R. Bachofen

und

Herrn Prof. Dr. H. Ambühl

Zürich 1988

Zentralstelle der Studentenschaft



Digitized by the Internet Archive
in 2026

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
VORWORT	5
1. EINLEITUNG	7
1.1. Weiher und Teiche - eutrophe Gewässer des Flachlandes	7
1.2. Vorgeschichte der Thalwiler Weiher	8
2. PROBLEMSTELLUNG	10
2.1. Ziele	10
2.2. Vorgehen	11
2.2.1. Durchgeführte Arbeiten	11
2.2.2. Aufbau der Arbeit	12
3. METHODEN	13
3.1. Probenahmestellen und Probenahmen	13
3.2. Untersuchungszeit und Häufigkeit der Probenahmen	14
3.3. Physikalische und chemische Bestimmungen	14
3.3.1. Feldbestimmungen	14
3.3.2. Laborbestimmungen	15
3.3.3. Biologische Untersuchungen	16
3.3.3.1. Photosynthetische Pigmente	16
3.3.3.2. Phytoplankton	17
3.3.3.3. Weitere biologische Experimente und Untersuchungen	17
3.4. Niederschlagsmengen	17
3.5. Messung des Durchflusses und Bestimmung der Nährstoff- Frachten	18
3.5.1. Messeinrichtungen	18
3.5.2. Bestimmung des Tagesabflusses	21
3.5.3. Statistische Bestimmung der aktuellen Nährstoff- konzentration	21
3.5.4. Tages-, Monats- und Jahresfrachten	22
4. GEWAESSERSYSTEM KREBSBACH/SCHLEGELTOBELBACH/ WALDWEIHER/GATTIKERWEIHER	23
4.1. Geographische Voraussetzungen	23
4.2. Hydrologische Situation	24
4.2.1. Krebsbach und Schlegeltobelbach	24
4.2.2. Wald- und Gattikerweiher	27
4.3. Historische Entwicklung der Wassernutzungsrechte	30
4.4. Heutiger Rechtszustand	31
4.5. Bedeutung als Naherholungsgebiet	31
4.6. Fischereiliche Situation	31
4.7. Naturschutz	33
4.8. Schlussfolgerungen	34

5.	LIMNOLOGISCHER ZUSTAND VON WALD- UND GATTIKERWEIHER ZU BEGINN DER UNTERSUCHUNGEN	36
5.1.	Resultate und Diskussion der physikalisch- chemischen Untersuchungen	36
5.1.1.	Temperaturverhältnisse	36
5.1.2.	Sauerstoffverhältnisse	39
5.1.3.	Sichttiefen	43
5.1.4.	Trübstoffe	44
5.1.5.	pH-Werte	45
5.1.6.	Phosphor	46
5.1.6.1.	Gesamt-Phosphor	46
5.1.6.2.	Gelöste Orthophosphate	47
5.1.7.	Stickstoff	47
5.1.7.1.	Nitrat-Stickstoff (NO_3^- -N)	47
5.1.7.2.	Nitrit-Stickstoff (NO_2^- -N)	49
5.1.7.3.	Ammonium/ Ammoniak-Stickstoff ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N)	49
5.1.8.	Organische Stoffe	50
5.1.9.	Chlorophyll- Werte	51
6.	NAEHRSTOFFFRACHTEN	52
6.1.	Spezielle Problemstellung	52
6.2.	Ergebnisse und Diskussionen	52
6.2.1.	Niederschlagsmengen	52
6.2.2.	Abflussmengen	54
6.2.2.1.	Tagessummen	54
6.2.2.2.	Monatssummen	57
6.2.3.	Frachten	58
6.2.3.1.	Jahresverlauf der Tagesfrachten	58
6.2.3.2.	Jahresverlauf der Monatsfrachten	62
6.2.3.3.	Ein- und Zwei-Jahresfrachten	65
6.2.3.4.	Nährstoffrückhalt durch Wald- und Gattikerweiher	67
6.2.4.	Bedeutung von einzelnen Regenereignissen für die Frachtberechnungen	69
6.2.4.1.	Zeitlicher Verlauf eines Niederschlagsereignisses mit 30 mm Regen (Beispiel 15./16. Juli 1984)	69
6.2.4.2.	Zeitlicher Verlauf eines aussergewöhnlichen Nieder- schlagsereignisses mit 100 mm Regen (Beispiel 10./11. August 1984)	70
6.2.4.3.	Diskussion der beiden Einzelereignisse	72
6.2.5.	Areale Nährstoffausträge aus dem Landwirtschaftsgebiet Murimoos/ Moorschwand	73
6.2.6.	Nährstoffeintrag durch Laub	75

7.	AUSWIRKUNGEN VERMINDERTER NAEHRSTOFFZUFUHR UND ERHOEHTER NAEHRSTOFFEXPORTE AUF WALDWEIHER UND GATTIKERWEIHER	76
7.1.	Mögliche Ansätze	76
7.1.1.	Frachtreduktion im Krebsbach durch Begrenzung der Tageswassermenge bei der Bachverzweigung im Schlegel- tobel (WW1)	76
7.1.2.	Verbesserter Nährstoffexport aus dem Waldweiher	78
7.1.3.	Kombinierte Wirkungen von Frachtreduktion und verbessertem Phosphor- Export	80
7.2.	Sanierungsmassnahmen	82
7.2.1.	Limnologisches Sanierungsziel	82
7.2.2.	Vorgeschlagene Massnahmen	82
7.2.2.1.	Externe Massnahme: Reduktion der Nährstoffzufuhr zum Waldweiher	82
7.2.2.2.	Interne Massnahmen	83
7.2.2.2.1.	Verbesserung des P-Exportes aus dem Waldweiher	83
7.2.2.2.2.	Verhinderung der P-Rücklösung aus dem Sediment	83
7.3.	Ueberprüfung der vorgeschlagenen externen Massnahmen im Experiment	84
7.3.1.	Hypothesen	84
7.3.2.	Ergebnisse der Kontrollversuche	85
7.3.2.1.	Beobachtungen zur Wasserführung	85
7.3.2.2.	Veränderung der physikalisch- chemischen Verhältnisse im Waldweiher nach Ableitung des nährstoffreichen Was- sers bei der Station WW1 im Sommer 1985	85
7.3.3.	Diskussion	89
7.4.	Erfolgskontrolle durch Vergleich der jährlichen Juliprobenahmen	90
8.	UEBERLEGUNGEN UND EXPERIMENTE IM HINBLICK AUF EINE BIOLOGISCHE SEESANIERUNG (BIOMANIPULATION)	94
8.1.	Allgemeine Ueberlegungen	94
8.1.1.	Primär- und Sekundärproduzenten	94
8.1.2.	Eingriffsmöglichkeiten zur Regelung der Produktion in Weiher-Oekosystemen	95
8.2.	Resultate der Planktonuntersuchungen im Wald- und im Gattikerweiher	98
8.2.1.	Phytoplankton-Biomasse in Wald- und Gattikerweiher vor der Sanierung (November 1982 - Juli 1983)	98
8.2.2.	Zusammensetzung der Phytoplankton-Gesellschaft	99
8.2.3.	Entwicklung der Phytoplankton-Biomasse und Verände- rungen der Phytoplankton-Biocoenose in der Periode Juni bis Oktober 1984	104
8.2.4.	Zusammenfassung der Phytoplankton-Untersuchungen 1983 und 1984	104
8.2.5.	Zooplankton	105
8.3.	Experimente zur Sanierung des Waldweihers durch biologische Massnahmen (Biomanipulation)	106
8.3.1.	Erwartete Auswirkungen der Biomanipulation	106
8.3.2.	Literaturübersicht zum Thema "Biomanipulation"	108

8.3.3.	Ausgangssituation	110
8.3.4.	Versuchsanlage, Einrichtungen und Untersuchungsmethodik	110
8.3.5.	Resultate und Diskussion	114
8.3.5.1.	1m-Limnocorral-Versuche 1983	114
8.3.5.2.	Versuche mit 10m-Limnocorrals im Sommer 1984	122
8.4.	Uebertragbarkeit der Resultate aus den Limnocorral-Experimenten (Modell-Oekosysteme) auf natürliche Oekosysteme	128
9.	ZUSAMMENFASSUNG	130
10.	LITERATURVERZEICHNIS	136
11.	ANHANG	140

V O R W O R T

Die vorliegende Arbeit wurde an der Hydrobiologisch-limnologischen Station (in Kilchberg) des Institutes für Pflanzenbiologie der Universität Zürich in enger Zusammenarbeit mit der Gemeinde Thalwil (Kt. Zürich) durchgeführt. Allen Personen der Station, des Gemeinderates und des Bauamtes Thalwil, die mir während der Jahre 1982 bis 1987 mit Rat und Tat zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben, danke ich an erster Stelle sehr herzlich. Besonders soll erwähnt sein, dass die Kosten zur Hauptsache von der Gemeinde Thalwil getragen wurden.

Besonderen Dank gebührt dem ehemaligen, im Januar 1986 leider verstorbenen Gründer und Leiter der Hydrobiologisch-limnologischen Station, Herrn Prof. Dr. E. A. Thomas, der sich im Winter 1981/82 bei den Thalwiler Gemeindebehörden für die Uebernahme und Durchführung des Projektes erfolgreich bemüht hatte.

Herrn Prof. Dr. R. Bachofen, der nach dem Tode von Prof. Thomas die administrative Leitung der Hydrobiologisch-limnologischen Station übernahm, danke ich bestens für die wissenschaftliche Begutachtung dieser Arbeit.

Herrn Dr. F. Schanz, Hydrobiologisch-limnologische Station, danke ich für die zahlreichen kritischen, stets weiterführenden Diskussionsbeiträge und wissenschaftlichen Hilfen bei der Interpretation der Resultate und während der Schreibarbeiten.

Herr M. S. Schaad, Gemeinderat und ehemaliger Bauvorstand gab mir von der Seite der politischen Behörden her die notwendige Unterstützung. Seine Ueberzeugungskraft half in zahlreichen Diskussionen mit, die Notwendigkeit eines durchdachten Naturschutzes auf Stufe Gemeinde zum Tragen zu bringen.

Herr R. Bürgi, Gemeindeingenieur, koordinierte die erfolgreiche Zusammenarbeit auf wissenschaftlich-technischer Ebene in allen Phasen der Arbeit. Mit Hilfe des Vermessungs- und Bauamtes war es in idealer Art und Weise möglich, die Weiher neu zu vermessen und die Messstationen für die Frachtberechnungen zu bauen und zu unterhalten.

Die Erfahrungen, die ich auf kantonaler Stufe im Verlaufe der Arbeit mit verschiedenen Aemtern machen musste, haben mich in meinem beruflichen Alltagsverhalten viele Schritte weitergebracht. Ich möchte mich sehr bedanken bei den Herren Chr. Maag, Chef des Amtes für Gewässerschutz und Wasserbau (AGW), und P. Leumann (limnologischer Berater im AGW) für die stets geschätzten, sachlichen und hilfreichen Denkanstösse. Im besonderen gilt es einen beachtlichen Geldbetrag des AGW zu erwähnen, der mir während ein paar wenigen Monaten ermöglichte, zwei Hilfskräfte für Planktonauszählungen und die Aufarbeitung von Rohdaten für die Computerauswertungen zu bezahlen.

Für die Frachtberechnungen wurde ich freundlicherweise von Herrn Dr. H. Bühner von der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) bestens beraten. Herr Dr. H. Keller, Forsthydrologe an der Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen (EAFV), führte mich in die Methodik der Abflussmessung ein, so dass die aufzeichnenden Pegelmessstationen geeicht werden konnten. Herr Dr. H. R. Bürgi (EAWAG) stellte mir die 1m- Limnocorrals zur Verfügung und half bei der Bestimmung einiger schwieriger Planktonalgen mit. Ich danke allen für ihre wertvolle Unterstützung.

Den Fischereipächtern danke ich für die jederzeit freie Benützung der Ruderboote.

Nicht zuletzt möchte ich meinen Eltern danken, dass sie mir das Biologiestudium ermöglicht haben. Ihre stets spontane Bereitschaft mitzudenken und oft auch tatkräftig mitzuhelfen, aber auch die nötigen Aufmunterungen zum Durchhalten waren entscheidend für das Gelingen dieser Arbeit.

1. E I N L E I T U N G

1.1. Weiher und Teiche – eutrophe Gewässer des Flachlandes

"Ein Weiher ist ein See ohne Tiefe", erklärt der geistige Vater der Limnologie (Binnengewässerkunde), der Schweizer F.A. Forel. Der Grund eines Weihers ist normalerweise wegen der günstigen Lichtverhältnisse mit Makrophyten bewachsen. Bei den meisten Seen kommen höhere Wasserpflanzen nur in Ufernähe vor.

Viele Weiher des schweizerischen Mittellandes sind Relikte der letzten Eiszeit. Die sich zurückziehenden Gletscher hinterliessen in der ausgeräumten Landschaft flache Mulden, in welchen sich das aus der nahen Umgebung abfliessende Oberflächenwasser sammelte und wegen der tonig-lehmigen Ablagerungen nicht versickern konnte.

Mit dem Begriff "Teich" bezeichnet man ein künstliches Gewässer. In der Schweiz sind wahrscheinlich die Stauteiche am häufigsten. Vor Jahrhunderten wurden sie für den Betrieb von Mühlen angelegt; die meisten Teiche zur Nutzung der Wasserkraft entstanden aber erst zu Beginn des industriellen Zeitalters in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts. Die Pegelstände dieser Teiche waren grossen Tageschwankungen unterworfen, welche die Lebensbedingungen von Pflanzen und Tieren nachhaltig beeinflussten.

Vor allem aus dem osteuropäischen Raum, aber auch aus Deutschland sind die Fischteiche bekannt, eigentliche Intensivstbewirtschaftungsanlagen, die mit natürlichen Weihern in keiner Weise vergleichbar sind. Teiche für die Abwasserentsorgung sowie die alten Lös- und Dorfteiche sind ebenfalls Gewässer, deren Ufer oft unnatürlich gestreckt verlaufen und sehr steil sind, so dass sich auch nach Jahrzehnten keine Verlandungszonen ausbilden können.

Die nacheiszeitlichen Weiher waren vermutlich gekennzeichnet durch eine ausgeprägte Nährstoffarmut, was klares Wasser und einen schwachen bis mässigen Pflanzenbewuchs im Freiwasser- und Bodenbereich zur Folge hatte. Aus den umliegenden, damals vorwiegend bewaldeten Gebieten wurden nur spärlich Pflanzennährstoffe ausgeschwemmt. Dennoch sammelten sie sich im Laufe der Jahrtausende langsam in den stehenden Kleingewässern an, wo sich die Pflanzen wegen des erhöhten internen

Nährstoffangebotes immer vielfältiger und dichter entwickelten. Es betraf und betrifft dies hauptsächlich die Planktonalgen, während die Unterwasserpflanzen bei steigender Phytoplanktonbiomasse mehr und mehr verschwinden (Lichtmangel).

Dieser Alterungsprozess hat meist eine zunehmende Verlandung zur Folge (ODUM, 1983), was seit der Eiszeit zum Verschwinden vieler Weiher geführt hat. Der beschriebene natürliche Eutrophierungsverlauf, der sich in Teichen genauso abspielt, wird durch die zivilisationsbedingte Erhöhung der Nährstoffzufuhr wesentlich beschleunigt.

Der Trophiegrad eines Weihers oder Teiches wird also bestimmt durch die Zufuhr von Nährstoffen und der im Sediment akkumulierten und verfügbaren Nährstoffmenge. Auch bei minimal möglicher Nährstoffzufuhr dürfte sich in einem Kleingewässer des Mittellandes heute kein extrem produktionsarmer Zustand einstellen. In vielen Fällen ist der Alterungsprozess jedoch noch nicht sehr weit fortgeschritten, so dass bei Reduktion der Nährstoffzufuhr eine bedeutende Verbesserung der heutigen Zustände erwartet werden kann (geringere Produktion, höhere Durchsichtigkeit, bessere Sauerstoffverhältnisse, stabileres Sediment, vielfältigerer Pflanzenaufwuchs).

1.2. Vorgeschichte der Thalwiler Weiher

Die Gemeinde Thalwil ist seit dem Jahre 1934 Besitzerin von Grund und Boden der beiden auf Gattikergebiet gelegenen Kleingewässer Gattiker- und Waldweiher. Sie ist deshalb zu Unterhalt und Pflege dieser beiden noch naturnahen Gemeindegebiete verpflichtet, wobei das kantonale Amt für Raumplanung mit der Fachstelle "Naturschutz" für Beratungen beigezogen wird. Die Aufsicht über die Wassernutzung liegt hingegen beim Kanton, wo einerseits das Amt für Gewässerschutz und Wasserbau, unterstellt der Direktion der öffentlichen Bauten, und andererseits die Fischerei- und Jagdverwaltung, unterstellt der Direktion der Finanzen, zuständig sind.

Die beiden Gewässer gaben wegen der zunehmenden Verlandung, der abnehmenden Artenvielfalt und der geringen Durchsichtigkeit des Wassers den Gemeindebehörden wiederholt Grund zur Sorge. Im Laufe der

Zeit setzte sich ein Wandel bei der Beurteilung von unerwünschten Veränderungen und deren Sanierung durch. Dies lässt sich z.B. mit Hilfe der Gemeindeakten (vgl. Zusammenstellung im Anhang) für die Verlandungsursachen deutlich belegen.

In der ersten Jahrhunderthälfte befürchtete man, die Weiher verlandeten wegen der massiven Verkrautung. In den Jahren 1938-40 und 1943 wurden deshalb Ablagerungen aus dem hinteren Teil des Waldweiher (ohne dauernden Sanierungserfolg) kostengünstig entfernt.

Zu Beginn meiner Arbeiten im Jahre 1982 wurde ich dahingehend orientiert, dass der schlechte Gewässerzustand (vom Fischereipächter erkannt als Sauerstoffmangel im Tiefenwasser und damit zusammenhängenden schlechten Fischerträgen) auf die starke Verlandung zurückzuführen sei. Die Ursachen wurden im alluvialen Materialeintrag des zufließenden Krebsbaches und im Laubfall der umstehenden Bäume vermutet.

Heute kommt das Ausbaggern der Sedimente vor allem aus finanziellen Gründen nicht mehr in Betracht. Es sprechen aber auch Gründe der Landschaftsgestaltung und des Naturschutzes gegen solche Eingriffe. Aus naturwissenschaftlicher Sicht drängen sich andere Massnahmen als nur Symptombekämpfung auf.

Im Zuge des stärker werdenden Umweltbewusstseins der Bevölkerung verlagert sich die Nutzungsart immer mehr in Richtung des Erhaltens aquatischer Lebensräume in einem weiträumigen Naherholungsgebiet. Die Gemeinde Thalwil ist in lobenswerter Eigeninitiative bestrebt, die Weiher als miteinander vernetzte Naturschutzgebiete so zu pflegen, dass möglichst viele Tier- und Pflanzenarten günstige Bedingungen finden.

Im Jahre 1981 entschloss sich der Thalwiler Gemeinderat, eine umfassende Studie zur Sanierung von Wald- und Gattikerweiher ausarbeiten zu lassen. Mit dieser Aufgabe wurde die Hydrobiologisch-limnologische Station der Universität Zürich, in Kilchberg, betraut.



2. PROBLEMSTELLUNG

2.1. Ziele

Bei den meisten unserer stehenden Kleingewässer des Mittellandes zeigen sich starke Eutrophierungserscheinungen. Neben den bereits erwähnten natürlichen Prozessen (Verlandung und Alterung der Seen) liegen die Ursachen bei den zivilisationsbedingten Veränderungen der Landschaft und der Bodennutzungen.

Es ist das wichtigste Ziel aller Verbesserungsbemühungen, in den hydrologischen Systemen Voraussetzungen zu schaffen, welche eine möglichst vielgestaltige Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaften in fliessenden und stehenden Gewässern fördern. Dazu müssen vor allem Sanierungsmassnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität gefunden werden.

Am Beispiel Waldweiher und Gattikerweiher der Gemeinde Thalwil soll zu diesem Zweck ermittelt werden, inwieweit das abfliessende Wasser der landwirtschaftlich genutzten Flächen des Einzugsgebietes die Eutrophierung der beiden Gewässer bestimmt und welche anderen Faktoren möglicherweise mitwirken. Belastungen durch häusliche Abwässer können dabei ausgeschlossen werden. Günstige Voraussetzungen (Bodennutzungen im Einzugsgebiet, Verzweigungssystem des Krebsbaches, Ufermorphologie in der Nähe der tiefsten Stelle des Waldweihers, genügende Wassertiefe für die Installation von grossvolumigen Versuchseinheiten, u.a.) ermöglichten es, sowohl theoretisch als auch in Feldexperimenten, Sanierungsmassnahmen und ihre Wirksamkeit zu studieren. Im besonderen sollten die drei folgenden Bereiche untersucht werden:

- 1) Fernhalten von stark nährstoffhaltigem Zuflusswasser
- 2) Optimaler Einsatz einer Tiefenwasserableitung
- 3) Auswirkungen einer Veränderung der vermuteten einseitigen Zusammensetzung der Fischbiocoenose auf das Oekosystem.

In Anbetracht der Existenz vieler stehender Kleingewässer, die sanierungsbedürftig sind, wurden einschränkend nur Massnahmen geprüft, die

- mindestens im Denkansatz auf andere Gewässer übertragbar sind und
- keine Energiekosten für den Dauerbetrieb von Geräten verursachen.

2.2. Vorgehen

2.2.1. Durchgeführte Arbeiten

Entsprechend der Reihenfolge der angestrebten Ziele ergaben sich für die Arbeiten folgende Prioritäten:

- 1) Allgemeine Situations- und chemisch/biologische Zustandsanalyse
 - Tiefenvermessung von Wald- und Gattikerweiher
 - Vermessung des gesamten Einzugsgebietes und Erstellen eines Plans der Bodennutzungsarten
 - Chemische und biologische Charakterisierung von Wald- und Gattikerweiher: Monatliche Probenahmen an der tiefsten Stelle von Juni 1982 bis Mai 1983 sowie in den Sommermonaten (Juni, Juli, August) der Jahre 1983 bis 1984.

Physikalische und chemische Bestimmungen: Sichttiefe, Temperatur, pH-Wert, Sauerstoff, Gesamt-Phosphor, Partikulärer Phosphor, Nitrat-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Ammonium/Ammoniak-Stickstoff, Chlorophyll. Phytoplanktonuntersuchungen (Artenlisten, quantitative Untersuchung von Mischproben).

- Erfolgskontrollen in den Jahren 1985 bis 1987 (Sichttiefen, Sauerstoff, pH-Werte, Nährstoffe).

2) Frachtuntersuchungen

Das gesamte Einzugsgebiet lässt sich in fünf Areale (=Teileinzugsgebiete) gliedern. Um die Frachtanteile dieser Areale an der Gesamtfracht sowie die Nährstoffbilanzen von Wald- und Gattikerweiher bestimmen zu können, mussten fünf geeichte Pegelmessstationen eingerichtet werden. Sie standen vom 1. August 1982 bis August 1984 in Betrieb.

3) Biologische Experimente im Waldweiher

Um mehr Informationen vor allem qualitativer Art über die Nährstoffbeziehungen zwischen Phytoplankton, Zooplankton und Fischen zu erhalten, wurden in den Sommermonaten der Jahre 1983 und 1984 verschiedene Experimente in den folgenden Versuchseinrichtungen durchgeführt:

- 1983: Vergleichende Zooplankton-Untersuchungen in unten geschlossenen Limnocorrals von 1.0 m Durchmesser.
- 1984: Vergleichende Zoo- und Phytoplanktonuntersuchungen in zwei zum Grund hin offenen Limnocorrals von je 10 m Durchmesser.

2.2.2. Aufbau der Arbeit

Die vorliegende Arbeit gliedert sich thematisch in 5 Hauptteile. Als erstes werden geographische, hydrologische, historische, rechtliche Voraussetzungen sowie Belange des Naturschutzes und des Fischereiwesens von Wald- und Gattikerweiher sowie ihrer Einzugsgebiete derart beschrieben, dass sich daraus erste Ansätze für die Untersuchungen ergeben (Kapitel 4). Im zweiten Teil steht der limnologische Ausgangszustand von Wald- und Gattikerweiher zur Diskussion (Kapitel 5). Der dritte Teil beinhaltet die Ergebnisse der Frachtuntersuchungen (Kapitel 6). Im vierten Teil werden in einem modellhaften, rechnerischen Ansatz Möglichkeiten zur Frachtreduktion besprochen und als Sanierungsmassnahmen vorgeschlagen. Die Resultate der in der Folge durchgeführten Massnahmen bilden in Kapitel 7 das Schwergewicht. Der letzte Hauptteil der Arbeit soll die Ergebnisse der biologischen Untersuchungen und der speziellen Experimente zur Problematik der Wechselwirkungen zwischen Phytoplankton, Zooplankton und Fischen im Ökosystem Waldweiher aufzeigen (Kapitel 8).

3. M E T H O D I K

3.1. Probenahmestellen und Probenahmen

Bei beiden Weihern wurden alle Messungen und Probenahmen für die chemischen und biologischen Untersuchungen an den tiefsten Stellen durchgeführt. Zu diesem Zwecke konnte auf dem Waldweiher ein Holzfluss fest verankert werden. Auf dem Gattikerweiher musste die Probenahme vom Boot aus vorgenommen werden.

Die Probenahmen für die Laboruntersuchungen in den Zu- und Abflüssen der Weiher wurde jeweils zeitlich kurz nacheinander bei den fünf Pegelmessstellen WW1, WW2, WW3, GW1 und GW2 (Abb. 2) durchgeführt. Durch eine geschickte Wahl der Probenahmestellen wurde die Berechnung der Frachtanteile der einzelnen Einzugsgebiete (Tab.1) separat ermöglicht.

Tab. 1: Probenahmestellen im Einzugsgebiet von Wald- und Gattikerweiher und berechenbare Frachten. EZG = Einzugsgebiet; für Grösse und Lage der EZG 1 bis 4 siehe Kapitel 4.1.; Lage der Probenahmestellen siehe Abb. 2.

Probenahmestelle	Symbol	berechenbare Frachtbilanz	Berechnung
Schlegeltobel	WW1	Fracht aus EZG 1; (=Fracht _{WW1})	aus Messwerten
Waldweiher Zufluss	WW2	Fracht aus EZG 1 u. 2 (=Fracht _{WW2}) Frachtanteil aus EZG 2	aus Messwerten =Fracht _{WW2} -Fracht _{WW1}
Waldweiher Abfluss	WW3	Fracht aus EZG 1, 2 und 3 Rückhaltevermögen des Waldweihers	aus Messwerten =Fracht _{WW2} -Fracht _{WW3}
Gattikerw. Zufluss	GW1	aus Waldweiher abgegebene Fracht	aus Messwerten
Gattikerw. Abfluss	GW2	Fracht aus Waldweiher und EZG 4; Rückhaltevermögen des Gattiker- weihers	aus Messwerten =Fracht _{GW1} -Fracht _{GW2}

Dadurch sollte insbesondere die vermutete Belastung des natürlichen Gewässersystems "Krebsbach" durch die landwirtschaftlichen Gebiete "Murimoos" und "Moorschwand" gesondert erfasst werden können.

3.2. Untersuchungszeit und Häufigkeit der Probenahmen

Für die limnologische Beurteilung der Weiher (Kapitel 5) erwies es sich als günstig, während eines Jahres von Juni 1982 bis Mai 1983 in monatlichen Abständen Proben aus folgenden Tiefen zu entnehmen: Waldweiher in 0.0, 0.5, 1.0, 1.5, 2.0, 2.5, 3.5, 4.5 und 5.5 m; Gattikerweiher in 0.0, 0.5, 1.0, 1.5, 2.0 und 2.5 m.

Die Berechnung der Frachten erfolgte durchwegs aufgrund von Momentanstickproben, die während mehr als 2 Jahren, von August 1982 bis August 1984, in unregelmässigen Abständen gesammelt worden waren. In einer ersten Auswertung nach einem Jahr zeigte sich, dass ich eine grosse Probenanzahl bei zu niedrigen Pegelständen erhoben hatte, Hochwasserereignisse jedoch kaum berücksichtigt waren. In der Folge legte ich ein Schwergewicht auf Reihenuntersuchungen bei erhöhten Pegelständen mit 30-minütigen bis mehrstündigen Probenahmeintervallen. Die Erfassung der dem Waldweiher zufließenden Frachten war dabei von höherer Priorität (für WW1 und WW2 mehr als 100 Momentanstickproben) als die aus den Weihern abfließenden Frachten. Es wurden immer die Parameter Gesamt-Phosphor, partikulärer Phosphor, ortho-Phosphat-Phosphor und Nitrat-Stickstoff und nur teilweise Nitrit- und Ammonium/Ammoniak-Stickstoff gemessen. Die genauen Probenzahlen sind für jeden Parameter tabellarisch im Anhang aufgeführt.

3.3. Physikalische und chemische Bestimmungen

3.3.1. Feldbestimmungen

Transparenz des Oberflächenwassers	Sichttiefen-Bestimmung mit der Secchi-Scheibe (weiss, Durchmesser 30 cm) nach HUTCHINSON, 1957.
---------------------------------------	---

Temperatur	1982-1983: Bestimmung mit elektrischem Widerstandsfernthermometer TTM-72 der Fa. Züllig AG, Rheineck, CH; Messgenauigkeit 0.1°C. ab 1984: Bestimmung mit dem Temperatur-/Sauerstoff-Messgerät OXI 191 (WTW, Weilheim, BRD).
pH-Wert	Bestimmung mit transportablem pH-Messgerät E.488 (Metrohm AG, Herisau, CH), mit kombinierter Elektrode (Ingold AG, Urdorf, CH)
Sauerstoff	ab 1984: Bestimmung mit Temperatur-/Sauerstoff-Messgerät OXI 191 (WTW, Weilheim, BRD).

3.3.2. Laborbestimmungen

Sauerstoff	Bestimmung nach WINKLER (ERW, 1982, Blatt 10/1)
Gesamt-Phosphor und Gesamt-Phosphor im Filtrat	Aufschliessen der in der unfiltrierten bzw. filtrierten Wasserprobe enthaltenen anorganischen und organischen Phosphate bei 1.2 atm und 120°C mit Kaliumperoxodisulphat, anschliessend Behandlung wie Ortho-Phosphat. (ERW, 1982, Ascorbinsäuremethode, Blatt 37/8).
Partikulärer Phosphor	Rechnerische Differenz aus dem im unfiltrierten und filtrierten Wasser bestimmten Gesamt-Phosphor.
Phosphat-Phosphor	Photometrische Bestimmung bei 865 nm mit Molybdän-Wolfram-Reagens (ERW, 1982, Ascorbinsäuremethode (IA), Blatt 37/1).
Nitrat-Stickstoff	Doppelbestimmungen nach 2 Methoden: - Photometrische Bestimmung bei 420 nm nach Reaktion mit Na-Salicylat (ERW, 1982, Bl. 35).

- Bestimmung mittels UV-Absorption bei 220 nm, korrigiert um die Absorption bei 275 nm (nach Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater; American Public Health Association, 1975).

Nitrit-Stickstoff	Photometrische Bestimmung bei 560 nm mit Diazo-reagens (ERW, 1982, Blatt 36/1).
Ammonium/Ammoniak-Stickstoff	Photometrische Bestimmung als Indophenol bei 690 nm (ERW, 1982, Blatt 30/1).
Relative Transmission	Als Mass für den Trübungstoffgehalt der Wasserproben wurde die relative Transmission bei 420 nm mit dem Hitachi UV-VIS-Spektrophotometer 181 gemessen. Dazu wurde das Probewasser 10 s lang geschüttelt, sofort in eine 10 cm Küvette eingesogen und nach weiteren 10 s gegen destilliertes Wasser (=100% Transmission) gemessen.
Chemische Oxidierbarkeit	Bestimmung als Kaliumpermanganatverbrauch (ERW, 1982, Blatt 45/9).
UV-Absorption	Die Absorption des filtrierten Wassers bei 254 nm ist ein Mass für den Gehalt an gelösten organischen Stoffen (BANOUB, 1973; VALENTA, 1975; DEV, 1981, Methode C3).

3.3.3. Biologische Untersuchungen

3.3.3.1. Photosynthetische Pigmente

Der Gehalt der Wasserproben an Chlorophyll a und b, sowie an Phaeophytin a wurde fluorimetrisch bestimmt (Fluorimeter: Perkin-Elmer, Modell 1000M, USA, mit Filter 655 und 671 nm, Balzers AG,

Liechtenstein). Die Aufbereitung der Proben und die Berechnung der Konzentrationen erfolgte nach SCHANZ, 1982.

3.3.3.2. Phytoplankton

200 ml jeder Wasserprobe fixierte ich mit 0.5 ml Formaldehyd (40%) und 4 ml Lugol'scher Lösung (Merck, Darmstadt, BRD). Pro Probenahme kam eine Mischprobe mit gleich grossen Aliquoten aus den verschiedenen Wassertiefen zur Auszählung, welche nach der Methode UTERMÖHL, 1958, mit einem Umkehrmikroskop Leitz Diavert, Wetzlar, BRD, durchgeführt wurde. Die verwendete Bestimmungsliteratur war: BOURRELLY, 1966, 1968, 1970; GEITLER, 1925; GERMAIN, 1981; HUBER-PESTALOZZI, 1950; HUSTEDT, 1930; STREBLE-KRAUTER, 1978.

3.3.3.3. Weitere biologische Experimente und Untersuchungen

Die spezielle Methodik der Limnocorral- Versuche wird zu Beginn des Kapitels 8 erläutert.

3.4. Niederschlagsmengen

Um die auf unseren Messungen basierenden hydrologischen Abflussdaten zu überprüfen, wurden diese mit Werten verglichen, die aus den Niederschlagsmessungen der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt (SMA) berechnet worden waren.

Die Messstationen der SMA in Horgen, in Langnau und in Sihlbrugg bilden auf der Landeskarte ein Dreieck, in welchem die Einzugsgebiete von Wald- und Gattikerweiher liegen. Tab. 2 gibt einen Ueberblick über die Niederschlagsverhältnisse an den drei Messstationen. Danach regnet es bei Sihlbrugg im langjährigen Mittel mehr als 20 mm/Jahr mehr als in Langnau und sogar 124 mm/Jahr mehr als in Horgen. In den Untersuchungs Jahren 1982-84 fielen die durch die Morphologie des Geländes bedingten Unterschiede zwischen den drei Messstationen geringer aus, so dass die Mittelwerte als Niederschlagsgrössen für die beobachteten Einzugsgebiete genommen werden konnten.

Tab. 2: Zusammenstellung der Jahresniederschlagsmengen von 1980 bis 1984 (Tabellenwerte in mm)

Jahr	HORGEN	LANGNAU	SIHLBRUGG	JAHRES- MITTEL	MITTEL FÜR AUGUST- JULI
1980	1264	1320	1371	1318	
1981	1620	1662	1745	1676	
1982	1403	1349	1466	1406	
1983	1182	1255	1174	1204	1322.6
1984	1275	1247	1314	1278	1102.7
langj. Mittel	1242	1343	1366	1317	1212.65

3.5. Messung des Durchflusses und Bestimmung der Nährstofffrachten

3.5.1. Messeinrichtungen

Zwei der fünf Messstationen (WW2, GW1) wurden von Beginn an mit kontinuierlich aufzeichnenden Pegelschreibern ausgerüstet. An diesen Stationen floss das Bachwasser am Ende eines 6 m langen, der Wasserberuhigung dienenden Holzkanals über einen vollkommenen, 100 cm breiten Rechtecküberfall aus scharfkantigem Stahlblech (Abb. 1). Ein kommunizierendes Rohr zwischen Holzkanal und Hohlsockel des Pegelschreibers, in welchem ein Schwimmkörper den Wasserstand abtastete, ermöglichte die mechanische Uebertragung des Pegels auf die Schreibtrommel.

Die anderen Stationen WW1, WW3 und GW2 wurden in bestehende Betonverbauungen des Baches eingepasst. Während des ersten Untersuchungsjahres wurden die Pegelstände täglich einmal abgelesen. Zwecks Ueberprüfung und Verbesserung der Genauigkeit der hydrologischen Messungen versetzte man am Ende des Beobachtungszeitraumes Messrinne und Linnigraph von GW1 nach WW1. Während 4 Monaten konnten so mit gleicher Ausrüstung bei den Stationen WW1 und WW2 Parallelmessungen durchgeführt werden.

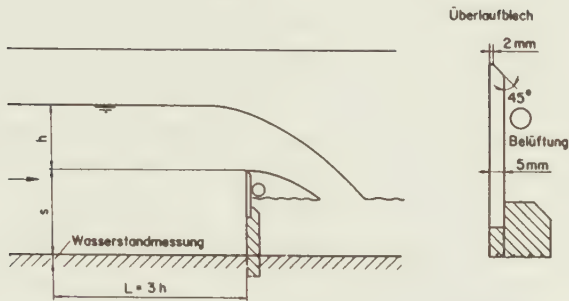


Abb. 1: Schematische Darstellung eines scharfkantigen Messüberfalles
(aus DRACOS, 1980)

In Abhängigkeit des Pegelstandes liess sich die Ueberfallwassermenge Q nach der folgenden Formel berechnen:

$$Q = 2/3 \cdot \mu \cdot b \cdot h \sqrt{2 \cdot g \cdot h} \quad (1)$$

$$Q = \text{Abfluss (m}^3/\text{s)}$$

$$b = \text{Ueberfallbreite (m)}$$

$$h = \text{Pegelhöhe (m)}$$

$$g = \text{Gravitationskonstante} = 9.81 \text{ (m/s}^2\text{)}$$

$$\mu = \text{Abflussbeiwert (dimensionslos)}$$

Es wird grundsätzlich unterschieden zwischen Rechtecküberfällen mit und ohne Seitenkontraktion. Darunter ist eine seitliche, symmetrische Einengung des laminaren Wasserstromes zu verstehen. In diesem Sinne waren die Messeinrichtungen von WW2 und GW1 Rechtecküberfälle ohne, diejenigen von WW1, WW3 und GW2 Rechtecküberfälle mit Seitenkontraktion.

Bei Rechtecküberfällen ohne Seitenkontraktion ist der Abflussbeiwert μ nach der SIA- Formel (SIA, 1924) abhängig von der Pegelhöhe h und der Einstautiefe s :

$$\mu = 0.615 \left[1 + \frac{0.001}{h + 0.0016} \right] \left[1 + 0.5 \left(\frac{h}{h + s} \right)^2 \right] \quad (1a)$$

für $s > 0.300$ m, 0.025 m $\leq h \leq 0.800$ m, $h/s \leq 1$. Bei unseren Rinnenkonstruktionen betrug die Einstautiefe $s = 0.4$ m.

Bei Rechtecküberfällen mit Seitenkontraktion ist

$$\mu = \left[0.578 + 0.037 \left(\frac{b}{B} \right)^2 + \frac{(3.615 - 3(b/B))^2 \cdot 10^{-3}}{h + 0.0016} \right] \left[1 + 0.5 \left(\frac{b}{B} \right)^4 \left(\frac{h}{h + s} \right)^2 \right]^{1/2} \quad (1b)$$

für: $s \geq 0.300$, $\frac{0.025}{b/B}$ m $\leq h \leq 0.800$ m, $h/s \leq 1$, $b/B \leq 0.3$

Einstautiefe in unserem Fall: $s = 0.4$ m. Als Näherung setzten wir in Formel (1) $\mu = 0.592$.

Die Pegel/Abfluss-Beziehungen an den fünf Messstationen wurden nach der Verdünnungsmethode geeicht (KELLER, 1967).

Mit dem Zweck, offensichtliche Messfehler zu erkennen und mit den Daten der kontinuierlich aufzeichnenden Stationen die fehlenden Daten der nicht selbständig arbeitenden Stationen ergänzen zu können, wurde die Beziehung zwischen je zwei "benachbarten" Abfluss-Messreihen mathematisch charakterisiert (Tab. 3).

Tab. 3: Korrelationsberechnungen für die Abflussmengen an den verschiedenen Probenahmestellen

Verglichene Messstellen	lineare Regressionsgleichung	Korrelationskoeffizient	Anzahl Datenpaare	Zahlenmaterial
WW2 / WW1	WW1 = -0.798 + 0.799 · WW2	0.981	125	mittlere Tagespegel
WW2 / GW1	GW1 = 72.334 + 1.109 · WW2	0.936	557	Tagessummen in m ³ /Tag
GW1 / WW3	WW3 = -0.609 + 0.968 · GW1	0.969	193	Handablesung (l/sec)
GW1 / GW2	GW2 = -6.001 + 1.252 · GW1	0.975	193	Handablesung (l/sec)

Die Daten vom Monat Dezember 1982 konnten für die Regressionsrechnung WW2 / GW1 nicht berücksichtigt werden, da die Station WW2 zu hohe Pegelwerte aufzeichnete. Aus dem gleichen Grunde mussten die Daten der Woche vom 2.6.83 gestrichen werden.

3.5.2. Bestimmung des Tagesabflusses

Die kontinuierlichen Pegelaufzeichnungen wurden graphisch ausgewertet. Ausgehend von den Tagessummen für die Stationen WW2 und GW1 konnten mit Hilfe der Regressionsgleichungen (Tab. 3) die fehlenden Tagessummen für die übrigen Stationen berechnet werden.

Die Bestimmung der Abflussmengen war nicht immer problemlos und mehrere Fehlmessungen mussten infolge ungünstiger Wetterverhältnisse (Einfrieren der Messstationen bei Frost) oder anderer Unzulänglichkeiten technisch-baulicher Art (z. B. Unterspülung) in Kauf genommen werden. Die zu diesen Zeiten erhobenen Daten wurden nicht für die statistischen Berechnungen verwendet.

3.5.3. Statistische Bestimmung der aktuellen Nährstoffkonzentration

Mit Hilfe eines multiplen linearen Regressionsansatzes wurde aus den Stichproben für jeden Nährstoffparameter eine Polynomfunktion gesucht, die optimal in Abhängigkeit von Tageswassermenge Q und Jahreszeit T die momentane Nährstoffkonzentration im Bachwasser schätzt. Für diese Auswertung stand mir das Computerprogramm MULREG der EAWAG zur Verfügung. Dazu sind die theoretischen Grundlagen ausführlich in der zitierten Publikation von BUEHRER, 1985, zusammengestellt.

An dieser Stelle wird nur die allgemeine Form der Polynomfunktion (vollständiges Modell) erwähnt:

$$\text{Konz}(Q,T) = \underbrace{c_0 + c_1 \cdot 1/Q + c_2 \cdot Q + c_3 \cdot Q^2 + c_4 \cdot Q^3}_{\text{Abhängigkeit von der Wasserführung}} + \underbrace{c_5 \cdot \sin(T) + c_6 \cdot \cos(T) + c_7 \cdot \sin(2T) + c_8 \cdot \cos(2T)}_{\text{Abhängigkeit von der Jahreszeit}} \quad (2)$$

wobei: $\text{Konz}(Q,T)$ = geschätzte mittlere Nährstoffkonzentration (ppb) beim Tagesabfluss Q für den Tag T;
 Q = Tagesabfluss (m^3/Tag);

c_i = Regressionskoeffizienten ($i = 0, \dots, 8$);

$T = 2 \sqrt{T} \cdot (\text{Tagesnummer}) / 365.$

(Tagesnummerierung beginnend mit Tag 1 am 1.1.1982).

Mittels schrittweiser Rückwärtselimination derjenigen Koeffizienten, welche sich mit grosser Wahrscheinlichkeit von Null nicht unterscheiden, wurde statistisch geprüft, ob Alternativmodelle mit weniger Termen eine bessere Stabilität besitzen.

3.5.4. Tages-, Monats- und Jahresfrachten

Um die Tagesfrachten zu berechnen, wurden die einzelnen Tagesabflüsse Q mit den berechneten mittleren Nährstoffkonzentrationen des betreffenden Nährstoffparameters multipliziert. Die Summe der Tagesfrachten ergab die Monats- und Jahresfrachten, bzw. die Zwei-Jahresfracht.

4. GEWAESSERSYSTEM KREBSBACH / SCHLEGEL - TOBELBACH / WALDWEIHER / GATTIKERWEIHER

4.1. Geographische Voraussetzungen

Abb. 2 vermittelt eine Uebersicht über das gesamte Einzugsgebiet von Wald- und Gattikerweiher. Es liegt auf den Gemeindegebieten von Horgen, Oberrieden und Thalwil und umfasst eine Fläche von 231.79 ha. Davon werden 37.1% landwirtschaftlich und 54.2% forstwirtschaftlich genutzt. Der Rest besteht aus Ried- (6.2%) und Wasserflächen (2.5%). Wird nur das Einzugsgebiet des Waldweihers berücksichtigt, ergibt sich eine Gesamtfläche von 195.20 ha mit einem verhältnismässig grösseren Anteil der Landwirtschaft (43.9%) und einem kleineren Gebiet forstlicher Nutzung (49.0%). Ried- und Wasserflächen machen 5.0% bzw. 2.1% der Fläche aus.

Im Zusammenhang mit der Wahl der Probenahmestellen wurde das gesamte Einzugsgebiet in folgende vier Teileinzugsgebiete gegliedert (Abb. 2: Teileinzugsgebiete):

Teileinzugsgebiet 1: natürliches Einzugsgebiet des Schlegeltobelbaches, vorwiegend landwirtschaftliche Nutzung

Gesamtfläche	103.350 ha	100.0%
Wald	21.648 ha	21.0%
Landwirtschaft	81.702 ha	79.0%
drainiert	26.710 ha	25.8%

Teileinzugsgebiet 2: natürliches Einzugsgebiet des Waldweihers, umfasst im wesentlichen den Oberriedner Wald und den Thalwiler Landforst

Gesamtfläche	79.950 ha	100.0%
Wald	61.592 ha	86.8%
Ried	9.358 ha	13.2%

Teileinzugsgebiet 3: Umgebung Waldweiher und Wasserfläche des Waldweiherers

Gesamtfläche	11.900 ha	100.0%
Wald	8.000 ha	67.2%
Waldweiher	3.900 ha	32.8%

Teileinzugsgebiet 4: Einzugsgebiet Gattikerweiher, ohne Teileinzugsgebiete 1 bis 3

Gesamtfläche	45.586 ha	100.0%
Wald	34.296 ha	75.2%
Ried	4.967 ha	10.9%
Landwirtschaft	4.376 ha	9.6%
Gattikerweiher	1.947 ha	4.3%

Die Luftaufnahmen (Abb. 3 bis 6) zeigen die Landwirtschaftszone auf dem Horgenberg, den Waldweiher in seiner bewaldeten Umgebung und den Gattikerweiher mit teilweise landwirtschaftlichem Umfeld. In Abb. 6 sind die Entwässerungsgräben des Gattikerriedes sowie die Seerosenfelder auf dem Gattikerweiher besonders deutlich sichtbar.

4.2. Hydrologische Situation

4.2.1. Krebsbach und Schlegeltobelbach

Der Krebsbach (Abb. 2: Moorschwand → Waldweiher → Gattikerweiher → Sihl) ist ein ganzjährig wasserführendes Fließgewässer. Im bewaldeten Einzugsgebiet bis zum Gattikerweiher ist sein Verlauf natürlich oder sehr naturnah. Zwischen dem Gattikerweiher und der Sihl ist der Bach dagegen völlig verbaut und als Fließgewässer mit schiessendem Gefälle und betonierter Sohle, grösstenteils sogar eingedolt, biologisch wertlos.

Die Fließstrecke vom Landwirtschaftsgebiet bis zur Bachverzweigung oberhalb des Schlegeltobels (Abb. 2: Messstelle WW1) beträgt ca. 1150 m mit einem mittleren Gefälle von 1.5%. Dieser Bachabschnitt war

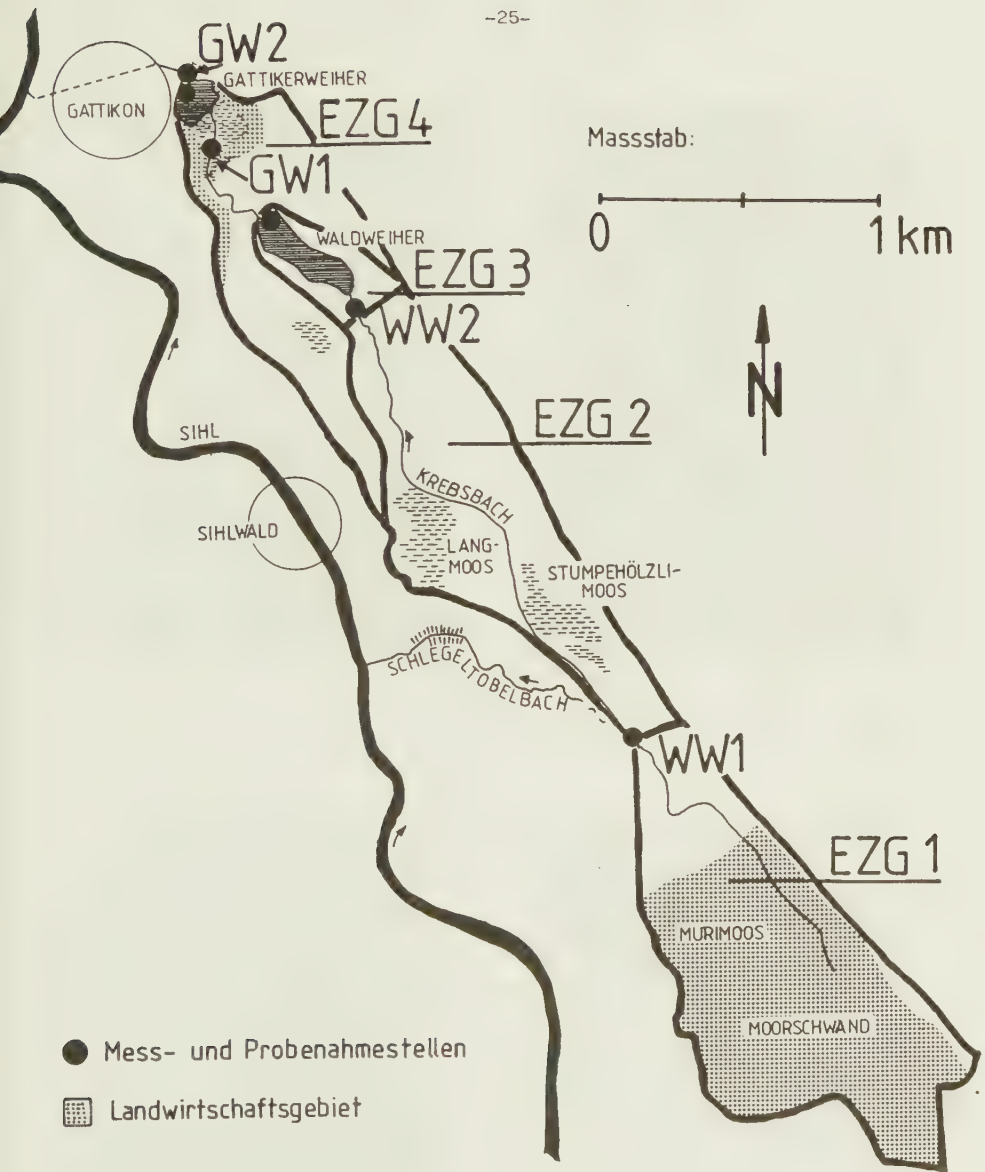


Abb. 2: Das Gewässersystem Krebsbach/ Schlegeltobelbach/ Waldweiher/ Gattikerweiher mit den dazugehörigen Teileinzugsgebieten EZG 1 bis EZG 4. WW1 = Probenahmestelle bei der Bachverzweigung im Schlegeltobel; WW2 = Probenahmestelle Waldweiher Zufluss; GW1 = Probenahmestelle Gattikerweiher Zufluss; GW2 = Probenahmestelle Gattikerweiher Abfluss.

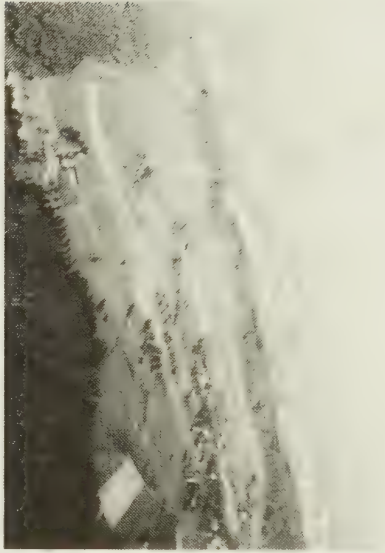


Abb. 3: Die Landwirtschaftsgebiete "Muriinos" und "Woorachwand" auf dem Horgenberg. Im Hintergrund liegen Horgen und der Zürichsee. (Flugaufnahme vom Oktober 1985).



Abb. 5: Der Gattikerweiher mit teilweise landwirtschaftlich genutzter Umgebung (Malsfelder unten rechts, gedüngte Wiesen).



Abb. 4: Der Thailal liegt in grösstenteils bewaldetem Einzugsgebiet.



Abb. 6: Der Gattikerweiher mit ausgeprägter Verlandungszone bei der Krebsbachmündung. Drainagegräben in den Feuchtgebieten.

ursprünglich der oberste Teil des Schlegeltobelbaches. Da er das ganze Jahr Wasser führt und von grosser Bedeutung für das Wasserregime der Weiher ist, wird er in dieser Arbeit als oberster Abschnitt des Krebsbaches bezeichnet.

Die anschliessende Strecke bis zum Waldweiher weist auf rund 2100 m ein mittleres Gefälle von 3.0% auf. Aehnlich steil fällt der Bach zwischen Wald- und Gattikerweiher ab (3.8% mittleres Gefälle auf 525 m Distanz). Zur Sihl hinab besitzt der Krebsbach schliesslich auf einer kurzen Strecke von nur ca. 625 m ein mittleres Gefälle von 9.8%.

An niederschlagsfreien Tagen fliesst im Bachbett des Krebsbaches nach der Verzweigung im Schlegeltobel eine Wassermenge zwischen 5 und 25 l/s. Bei Hochwasserereignissen, die pro Jahr mehrere Male auftreten können (v.a. intensive Gewitter- Niederschläge), sind aus dem Landwirtschaftsgebiet innert kurzer Frist bis über 1000 l/s nährstoffhaltiges, erdbraunes Wasser zu erwarten. Derart grosse Wassermengen übertreffen aber das Abflussvermögen des Krebsbaches, welches im obersten Abschnitt nur 250 bis 300 Liter pro Sekunde beträgt, vielfach. Bei der Bachverzweigung im Sesselrain (Abb. 2: vor der Messstelle WW1) werden deshalb die überschüssigen Wassermengen ins Schlegeltobel abgeleitet und damit direkt der Sihl zugeführt.

Es muss angenommen werden, dass die Ackerböden der landwirtschaftlichen Gebiete heute ein schlechteres Wasserrückhaltevermögen aufweisen als zur Zeit vor den Bodenmeliorationen in den Kriegsjahren 1943-45. Damals wurde der Boden nachhaltig entwässert und die Mineralisierung der an organischen Stoffen reichhaltigen Erde eingeleitet. Auf die Verringerung der Bodenmächtigkeit und des Porenvolumens weisen die zahlreichen, heute überhöhten Dolenschächte hin. Sie geben das rund 17 km lange Drainage- Röhrensystem zu erkennen, welches ungefähr 1 m unter der Bodenoberfläche liegt. Bei Regen sammelt sich rasch alles Sickerwasser mit den darin gelösten Nährstoffen und wird auf dem schnellsten Wege dem Krebsbach zugeleitet.

4.2.2. Wald- und Gattikerweiher

Der Waldweiher wurde als Stauteich angelegt. Er besitzt deshalb mit Ausnahme des Mündungsbereichs sehr steile Ufer (Abb. 7: C-C').

Querprofile:

545.78 müM

A - A'

B - B'

C - C'

Max. Tiefe: 5.9 m.

WW

Hütte A

Massstab:



Krebsbach
Grundebläss

Max Tiefe: 2.9 m

D - D'

525.85 müM

GW

Abb. 7: Tiefenkarte von Waldweier (WW) und Gattikerweier (GW), erstellt nach der Neuvermessung im September 1982

Einziger Zufluss ist der Krebsbach. Das abfliessende Wasser gelangt zur zweiten Staustufe, zum Gattikerweiher.

Der Gattikerweiher ist ein natürliches Gewässer, das zur Erhöhung des Speichervermögens zusätzlich mit einem Damm aufgestaut wurde. Im hin-

Tab. 4: Uebersicht über die hydrographischen Daten von Gattiker- und Waldweiher

	WALDWEIHER	GATTIKERWEIHER
Wasserspiegel (Höhe ü. M.)	545.78 m	525.85 m
freie Wasserfläche	39'000 m ²	19'470 m ²
Wasserinhalt	118'335 m ³	34'217 m ³
Volumen bis 2.8 m Tiefe	83'782 m ³	34'217 m ³
maximale Tiefe	5.9 m	2.9 m
mittlere Tiefe	3.0 m	1.8 m
mittlere Wasser- aufenthaltszeit	ca. 40 Tage	ca. 10 Tage

teren Teil erstreckt sich ein leicht abfallendes Riedgebiet bis zum natürlichen Flachufer.

Für die Berechnung der aktuellen hydrographischen Daten wurden bei beiden Gewässern im September 1982 die Tiefen rasterartig ausgelotet, in Ufernähe alle 5 m, sonst alle 10 m. Tab. 4 fasst die wichtigsten Werte zusammen, in Abb. 7 sind die Tiefenverhältnisse graphisch dargestellt.

Mit rund 120'000 m³ Wasserinhalt ist der Waldweiher ca. 3.5 Mal so gross wie der Gattikerweiher. Ueber zwei Drittel dieses Volumens befinden sich oberhalb einer Tiefe von 2.8 m, welche der maximalen Tiefe des Gattikerweihers entspricht. Da nur wenig Wasser direkt in den Gattikerweiher gelangt, sind die Verhältnisse im Waldweiher für die Qualität des Wassers im Gattikerweiher von entscheidender Bedeutung.

4.3. Historische Entwicklung der Wassernutzungsrechte

Der Wädenswiler Quartiersplan von Hans Conradt GYGER aus dem Jahre 1659 ist wahrscheinlich das älteste Dokument, in welchem der Gattikerweiher erwähnt ist. Seit wann das Wasser der ehemaligen Feuchtgebiete "Murimoos" und "Moorschwand" zum Krebsbach geleitet wird, kann den geschichtlichen Dokumenten nicht eindeutig entnommen werden. Sowohl in der Karte von GYGER (1659) wie im Fraumünsteramtsforstplan aus dem Jahre 1729 ist die Verzweigung im "Sesselrain" eingezeichnet. Geschriebene Urkunden aus dieser oder älterer Zeit sind bisher keine gefunden worden.

Die Mühle in Gattikon sowie die daraus entstandene Fabrik waren also schon seit dem 17. Jahrhundert auf die Wasserkraft des gesamten Krebsbaches angewiesen. Geltende Wasserrechts- und Dienstbarkeitsverträge, die aus alten Urkunden hervorgegangen sind, regeln heute noch die Entnahme von bis zu 200 Litern Wasser pro Sekunde bei der Bachverzweigung im Sesselrain. Das Wasser wird in einem kanalartig angelegten, mehrere hundert Meter langen Bachabschnitt zum "Chli Stumpehölzlimoos" geleitet, wo der Krebsbach eigentlich seinen natürlichen Anfang hat.

Nach dem Auszug aus dem Protokoll des zürcherischen Regierungsrates vom 24. April 1924 wurde erstmals am 29. November 1898 die "Zuleitung von Wasser vom Schlegeltobelbache in einem besondern 600 m langen Kanale" nachträglich bewilligt. Im gleichen Protokoll wird die Vermutung geäußert, dass infolge des "sehr geringen" Wasserzuflusses zum Gattikerweiher (aus der Wasserrechtsverleihung vom 29. April 1819 für die Weberei und die Mühle in Gattikon) die Ueberleitung nach dem Jahre 1819 erstellt worden sein muss. Wie bereits weiter oben erwähnt, bestand jedoch schon wesentlich früher eine Bachverzweigung im "Sesselrain", womit zusätzlich Wasser zum Gattikerweiher geleitet werden konnte.

Zwischen 1822 und 1834 wurde im Gebiet des damaligen "Binzmöslirieds" durch den Bau eines ungefähr 7 m hohen Dammes der "Neuweiher" oder heutige "Waldweiher" angelegt. Die damals zusätzlich speicherbaren Wasserreserven sollten die sommerlichen Trockenzeiten besser überbrücken helfen.

4.4. Heutiger Rechtszustand

In den Krisenjahren 1933-34 schlossen die Fabriken in Gattikon ihre Tore. In der Folge wurde der bei der Mühle Gattikon gelegene, 12 Aren grosse dritte Weiher trockengelegt und aufgefüllt. Die Gemeinde Thalwil erwarb im Jahre 1934 die beiden oberen Wasserspeicher mit der Verpflichtung, das ganze Zuflussgebiet mit dem künstlichen Kanalstück zwischen Schlegeltobel- und Krebsbach zu unterhalten. Nach dem Wasserrecht Nr. 156, welches als selbständiges und dauerndes Recht 1934 im Grundbuch Horgen eingetragen ist (Verfügung der Baudirektion des Kantons Zürich vom 12. April 1934), wird der politischen Gemeinde Thalwil unter dem Vorbehalt der Rechte Dritter die Bewilligung erteilt, das Wasser des Schlegeltobelbaches zu fassen. Zur ständigen Uebernahme des Wassers aus dem Landwirtschaftsgebiet ist sie jedoch grundsätzlich nicht verpflichtet.

4.5. Bedeutung als Naherholungsgebiet

Wald- und Gattikerweiher sind Kernpunkte der Thalwiler Naherholungsgebiete. Täglich werden Dutzende von Spaziergängern und Sportlern von der stimmungsvollen Gegend um die Weiher angezogen.

Im Gattikerweiher ist das Baden mit Rücksicht auf die Pflanzen- und Vogelwelt in beschränktem Ausmass erlaubt; der Waldweiher ist für einen Badebetrieb wegen der zu steilen Ufer und der fehlenden Sonnenliegeplätze nicht geeignet.

Während der kältesten Wintertage, wenn das Eis überall 10 bis 12 cm dick geworden ist, wird der Waldweiher jeweils als Natureisfeld freigegeben.

4.6. Fischereiliche Situation

Die Fischerei- und Jagdverwaltung des Kantons Zürich war schon vor 1934 im Besitze der Fischereirechte. Fischpachten wurden regelmässig an private Fischer ausgegeben.

Gemäss der Fangstatistik werden im Fischereirevier Nr. 417 (Krebsbach, Wald- und Gattikerweiher) Bachforellen, Hechte, Egli, Rotaugen,

Rotfedern, Karpfen, Schleien und Edelkrebse gefangen.

In den Jahren 1970 und 1974 wurden gesamthaft noch 163 bzw. 181 kg gefangene Hechte gemeldet, in den Jahren 1982 bis 1984 lagen die Hechtfänge zwischen 40 und 65 kg. Mit Ausnahme der Karpfen und Schleien, von welchen zwischen 1970 und 1978 noch deutlich mehr als in den jüngsten Jahren gefangen wurden, erlangten die anderen Fischarten nie das Interesse der privaten Fischpächter.

Die Krebsfänge fielen in der Vergangenheit recht unterschiedlich aus: 1980 und 1982 1100 bzw. 1600 Tiere, 1983 nur noch 433. Unklarheit besteht dabei über das durchschnittliche Körpergewicht, welches sich für das Jahr 1980 mit 102 g, 1982 mit 50 g und 1983 mit 120 g errechnen lässt. Verlässlichere Zahlen liegen leider nicht vor.

Betrachtet man die Gesamtbiomasse, die in Form von Fischen und Krebsen in den letzten Jahren aus den Gewässern entfernt wurde, so weisen diese Werte eine rückläufige Tendenz auf.

Zur fischereilichen Situation muss angefügt werden, dass im Jahre 1985 "keine genügenden Kenntnisse über den quantitativen und qualitativen Bestand an Fischen im Waldweiher (und Gattikerweiher) vorhanden" waren (Zitat aus dem Schreiben der Finanzdirektion vom 10. Dez. 1985). In der Folge dieser Feststellung führte die Jagd- und Fischereiverwaltung am 17./18. Juli 1986 und am 2./3. Juni 1987 Bestandeskontrollen mit Netzen verschiedener Maschenweiten durch:

17. Juli 1986 Grundnetz Nr. 1

Mindestmaschenweite 28 mm, Netzhöhe 2.5m, Netzlänge 70m.

Auslegung auf der Höhe Waldweiherhütte.

Fänge: 1 Hecht (101 cm), 18 Egli, 1 Blikke, 1 Brachsme,
8 Schwalen, ca. 250 Edelkrebse (ca. 3/4
untermassig).

Grundnetz Nr. 2

Mindestmaschenweite 28 mm, Netzhöhe 2.5m, Netzlänge 70m.

Auslegung im tieferen Weiherabschnitt.

Fänge: 1 Hecht (70 cm), 7 Egli, 1 Schwale, ca. 100 Edelkrebse.

Grundnetz Nr. 3

Mindestmaschenweite 50 mm, Netzhöhe 1.7m, Netzlänge 70m.

Auslegung im Mittelabschnitt.

Fänge: 2 Egli (35 und 38 cm), 4 Brachsmen.

Grundnetz Nr. 4

Mindestmaschenweite 50 mm, Netzhöhe 1.7m, Netzlänge 70m.

Auslegung im Mittelabschnitt.

Fang: 1 Egli (37 cm).

3. Juni 1987 Grundnetz Nr. 1

Mindestmaschenweite 32 mm und 30 mm, Netzhöhe 1.7 m,
Netzlänge 180 m. Auslegung im Mittelabschnitt.

Fänge: 4 Blikken, 2 Egli.

Grundnetz Nr. 2

Mindestmaschenweite grösser als 32 mm.

Fang: 1 Egli (39 cm).

Grundnetz Nr. 3

Mindestmaschenweite 32 mm.

Auslegung bei den Schilf- und Seerosenbeständen.

Fänge nach einstündiger Treibjagd: 2 Hechte und 71
Blikken.

4.7. Naturschutz

- Glücklicherweise ist das untersuchte Gewässersystem bisher von der "Krebspest" verschont geblieben, so dass der Krebsbach und der Waldweiher zu den wenigen Gewässern im Kanton Zürich gehören, in welchen die einheimischen Krebse (*Astacus fluviatilis*) in grösseren Populationen noch vorhanden sind. Aus der Sicht des Naturschutzes ist das Gedeihen dieser Tierart als besonders wertvoll zu betrachten.

- Obschon die geringen, sommerlichen Trockenwetterabflüsse im Krebsbach den Lebensraum der Bachforellen stark einengen, können sich diese Fische an manchen ausgekolkten Stellen gut halten.
- Im Verlaufe von rund 150 Jahren konnten sich beim Waldweiher keine Uferzonen von besonderer biologischer Bedeutung entwickeln, da ursprünglich im Hinblick auf die Gewinnung eines möglichst grossen Wasserspeichervolumens die Uferböschungen so steil als möglich gebaut wurden. Nur im seichten und am stärksten besonnten Mündungsbereich lassen sich Pflanzenbestände mit Schilfrohr (*Phragmites communis*), Breitblättrigem Rohrkolben (*Typha latifolia*), Gelben Schwertlilien (*Iris pseudoacorus*) und der Steifen Segge (*Carex elata*) finden. Teichbinsen (*Schoenoplectus lacustris*) und untergetauchte Wasserpflanzen (*Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus*) waren früher im Waldweiher häufig, können heute aber nur noch im Gattikerweiher beobachtet werden. Ganz allgemein wachsen dort wegen der besseren Lichtverhältnisse die Makrophyten viel üppiger. In den etwa 1.5 m tiefen, gut besonnten Randzonen beider Weiher. gedeihen die ausgedehnten Seerosenbestände (*Nymphaea* sp.) gut.
- Die Land/Wasser-Uebergangszonen von Wald- und Gattikerweiher sind die angestammten Laichplätze von Erdkröte (*Bufo bufo*), Grasfrosch (*Rana temporaria*), Bergmolch (*Triturus alpestris*) und Unke (*Bombina variegata*) (HEUSSER, 1968; ESCHER, 1972). Im Frühjahr 1984 wurde beim Waldweiher eine Amphibienzählung durchgeführt. In der Folge war es im Frühjahr 1985 möglich, hinter dem Schilfgürtel durch den Bau von zwei Biotopen, Nass- und Feuchtzonen mit einer inzwischen vielfältigen Flora und Fauna zu schaffen.
- Im Jahre 1979 wurden der Wald- und der Gattikerweiher ins kantonale "Inventar der Natur- und Landschaftsschutzobjekte von überkommunaler Bedeutung" aufgenommen. Seit dem 1. Juli 1987 ist eine dazugehörige Naturschutzverordnung, welche die extensive Bewirtschaftung der Graslandflächen in der Umgebung des Gattikerweihers vorschreibt, in Kraft.

4.8. Schlussfolgerungen

- Das Einzugsgebiet 1 (Abb. 2: EZG1 (Murimoos, Moorschwand)) wird zu 79% landwirtschaftlich genutzt. Es ist zu vermuten, dass erhebliche Nährstoffmengen aus den Landwirtschaftsgebieten ausgeschwemmt werden und vor allem in den Waldweiher gelangen.
- Hochwasserereignisse sind heute wahrscheinlicher als vor 1945, da das ausgedehnte Entwässerungs-Röhrensystem in den Böden des Landwirtschaftsgebietes das versickernde Niederschlagswasser direkt dem Krebsbach bzw. dem Schlegeltobelbach zuführt.
- Die Wasseraufenthaltszeit des Gattikerweihers ist ungefähr um den Faktor 4 geringer als jene des Waldweihers. Bei einer Veränderung der Wasserqualitätsverhältnisse im Waldweiher ist auch eine schnelle Reaktion des Gattikerweihers zu erwarten.
- Seit alters wurde Wasser vom Moorschwand-/Murimoos-Gebiet zum Krebsbach geleitet. Nach geltendem Recht ist die Gemeinde Thalwil grundsätzlich nicht verpflichtet, Wasser für die Speisung des Waldweihers zu übernehmen.
- Eine dauernde Ableitung des Wassers aus dem Moorschwand-/Murimoos-Gebiet ins Schlegeltobel beschränkt den Lebensraum von Krebsen und Forellen auf die natürlich vorhandenen Kolke, da vor allem im oberen Teil des Krebsbaches im Sommer zeitweise zu wenig Wasser fliessen würde.
- Bis vor kurzem genügte das Wissen um den qualitativen und quantitativen Bestand an Fischen im Wald- und im Gattikerweiher nicht für eine eingehende fischereibiologische Bewertung. Mit zwei Bestandeskontrollen im Waldweiher wurden inzwischen dazu bereits neue Grundlagen erarbeitet.
- Wald- und Gattikerweiher gehören zum "Inventar der Natur- und Landschaftsschutzobjekte von überkommunaler Bedeutung". Bestrebungen, die den Zielen des Schutzes, der Verbesserung und der Pflege dieser grossflächigen Biotope und ihrer Lebensgemeinschaften entsprechen, sind zu unterstützen.

5. LIMNOLOGISCHER ZUSTAND VON WALD- UND GATTIKERWEIHER ZU BEGINN DER UNTERSUCHUNGEN

5.1. Resultate und Diskussion der physikalischen und chemischen Untersuchungen

Von Juni 1982 bis Mai 1983 wurden an den tiefsten Stellen von Wald- und Gattikerweiher (Abb. 7) monatlich das Temperatur- und pH-Profil aufgenommen sowie Proben für verschiedene chemische Analysen gesammelt. Die Resultate, welche im Anhang dieser Arbeit zusammengestellt sind, dienen einer vergleichenden limnologischen Beurteilung.

Die stark streuenden Ergebnisse widerspiegeln die rasch wechselnden Verhältnisse. Jahreszeit und Wetter zum Zeitpunkt der Probenahme konnten jedoch in den statistischen Vergleichen nicht genügend berücksichtigt werden. Ausserdem war der einmonatige Probenahme-rhythmus für die Interpretation einiger Messgrössen zu lange gewählt.

5.1.1. Temperaturverhältnisse

Die Temperaturmessungen ermöglichen wichtige Rückschlüsse auf die Durchmischungsverhältnisse von Wald- und Gattikerweiher. Die folgenden Aussagen stützen sich auf die Isoplethendarstellungen von Abb. 8 (Waldweiher) und Abb. 9 (Gattikerweiher).

Im Waldweiher dauerte die sommerliche Schichtungsperiode von April bis Oktober und war somit länger als im Gattikerweiher, wo sich in der Zeit von Anfang Juni bis September lediglich eine wenig stabile Schichtung aufbaute.

Im Waldweiher wurden im Sommer regelmässig grosse Temperaturgegensätze zwischen Oberflächen- und Tiefenwasser festgestellt. In der Periode Juni bis September 1982 ermittelten wir an der Oberfläche Temperaturen von deutlich über 20 °C, in der Tiefe von 4 bis 5 m jedoch nur von 12-15 °C.

Im Gattikerweiher konnte selten (im Vorsommer 1983) eine Temperatur-differenz von mehr als 7 °C zwischen dem Oberflächen- und dem Tiefen-

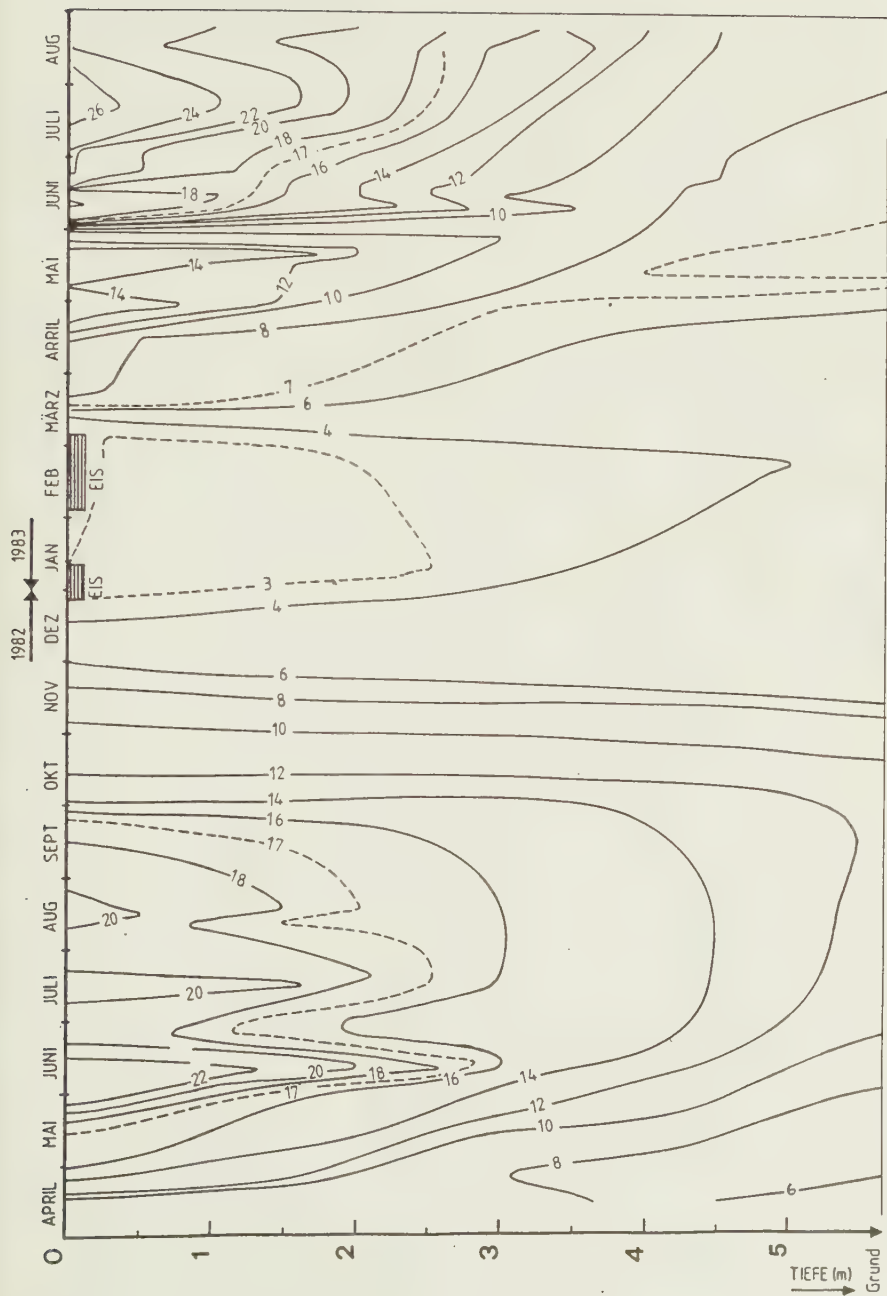


Abb. 8: Isoplethendarstellung der Temperaturen im Waldweier von Juni 1982 bis August 1983

wasser registriert werden. Bei starken nächtlichen Abkühlungen oder Schlechtwetterphasen mit kühlen Lufttemperaturen vermochte der Wind den Weiher kurzfristig vollständig zu durchmischen. Aber auch die strahlungsbedingte Erwärmung bis zum Grund sorgte für ausgeglichene Temperaturverhältnisse. Deshalb wurden an hochsommerlichen, heißen Tagen (Juli, Anfang August) im gesamten Wasserkörper Temperaturen von über 20 °C gemessen.

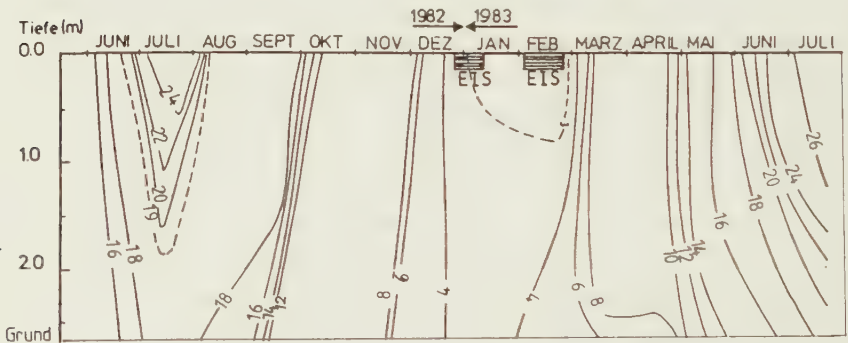


Abb. 9: Isoplethendarstellung der Temperaturen im Gattikerweiher von Juni 1982 bis Juli 1983

Die windgeschützte Lage des Waldweihers bewirkte in den Monaten August und September 1982 einen langsamen Temperaturrückgang des Wassers. In allen Beobachtungsjahren setzte die Herbstvollzirkulation zu Beginn des Monats Oktober ein.

Wegen der ruhigeren Windverhältnisse, aber auch wegen der zusätzlichen Beschattung dauerte die Phase der Eisbedeckung beim Waldweiher länger (bis Mitte März) als beim Gattikerweiher (bis Ende Februar). Die winterliche Warmwetterperiode im Januar 1983 vermochte das Eis des Gattikerweihers bedeutend schneller zu schmelzen.

Nach der Eisschmelze im Frühjahr 1983 fand im Gattikerweiher während rund zwei Monaten Vollzirkulation statt. Im Waldweiher dauerte die entsprechende Phase nur 2-3 Wochen, weil sich wegen der intensiven Oberflächenerwärmung schon Ende März 1983 eine Temperaturschichtung ausbildete. Dadurch wurde der Transport von sauerstoffreichem Ober-

flächenwasser in die Tiefe unterbrochen, so dass die Oxidation der sedimentierten organischen Stoffe nur unvollständig erfolgte (vgl. Kapitel 5.1.2.).

5.1.2. Sauerstoffverhältnisse

Mit Hilfe der monatlich erhobenen Sauerstoffprofile, welche in den Abb. 10 (Waldweiher) und 11 (Gattikerweiher) dargestellt sind, sollen Rückschlüsse auf die Produktions- und Zehrungsverhältnisse gemacht

Tab. 5: Sauerstoffkonzentrationen und -sättigungen von Wald- und Gattikerweiher in 0.0, 1.0 und 1.5 m Tiefe. % r.S. = Prozent relative Sättigung

a) WALDWEIHER													
Tiefe (m)		19.5.83	23.6.82	14.7.82	10.8.82	13.9.82	9.10.82	10.11.82	6.12.82	10.1.83	21.2.83	21.3.83	14.4.83
0.0	mg O ₂ /l	15.0	16.2	16.1	14.3	10.6	4.0	11.0	10.0	11.4	16.5	19.9	19.3
	% r.S.	158	183	199	160	118	39	100	80	88	120	177	173
1.0	mg O ₂ /l	15.2	14.0	19.7	7.8	11.7	4.1	9.4	10.1	11.7	15.8	20.0	16.6
	% r.S.	160	153	243	85	130	40	85	81	90	123	173	145
1.5	mg O ₂ /l	15.0	9.4	20.3	3.1	9.7	3.7	9.0	9.8	11.6	14.1	20.0	16.3
	% r.S.	157	101	238	34	105	36	31	79	90	109	173	142
b) GATTIKERWEIHER													
Tiefe (m)		19.5.83	23.6.82	14.7.82	10.8.82	13.9.82	9.10.82	10.11.82	6.12.82	10.1.83	21.2.83	21.3.83	14.4.83
0.0	mg O ₂ /l	10.0	10.1	12.9	9.7	9.6	8.2	10.5	10.2	12.0	Eis	13.8	13.8
	% r.S.	106	114	166	110	108	80	96	82	92	-	127	125
1.0	mg O ₂ /l	0.4	9.2	7.8	5.6	6.4	8.0	9.9	9.9	11.7	14.2	13.7	13.4
	% r.S.	111	104	99	63	72	77	90	79	91	111	125	121
1.5	mg O ₂ /l	10.4	8.3	6.6	3.5	8.1	8.1	9.4	9.9	11.6	12.6	13.5	13.6
	% r.S.	111	92	83	39	90	78	85	79	91	100	123	121

werden. Für eine Beurteilung des Lebensraumes für Tiere ist wesentlich, wann, wie häufig und wie ausgeprägt sich Extremsituationen einstellen.

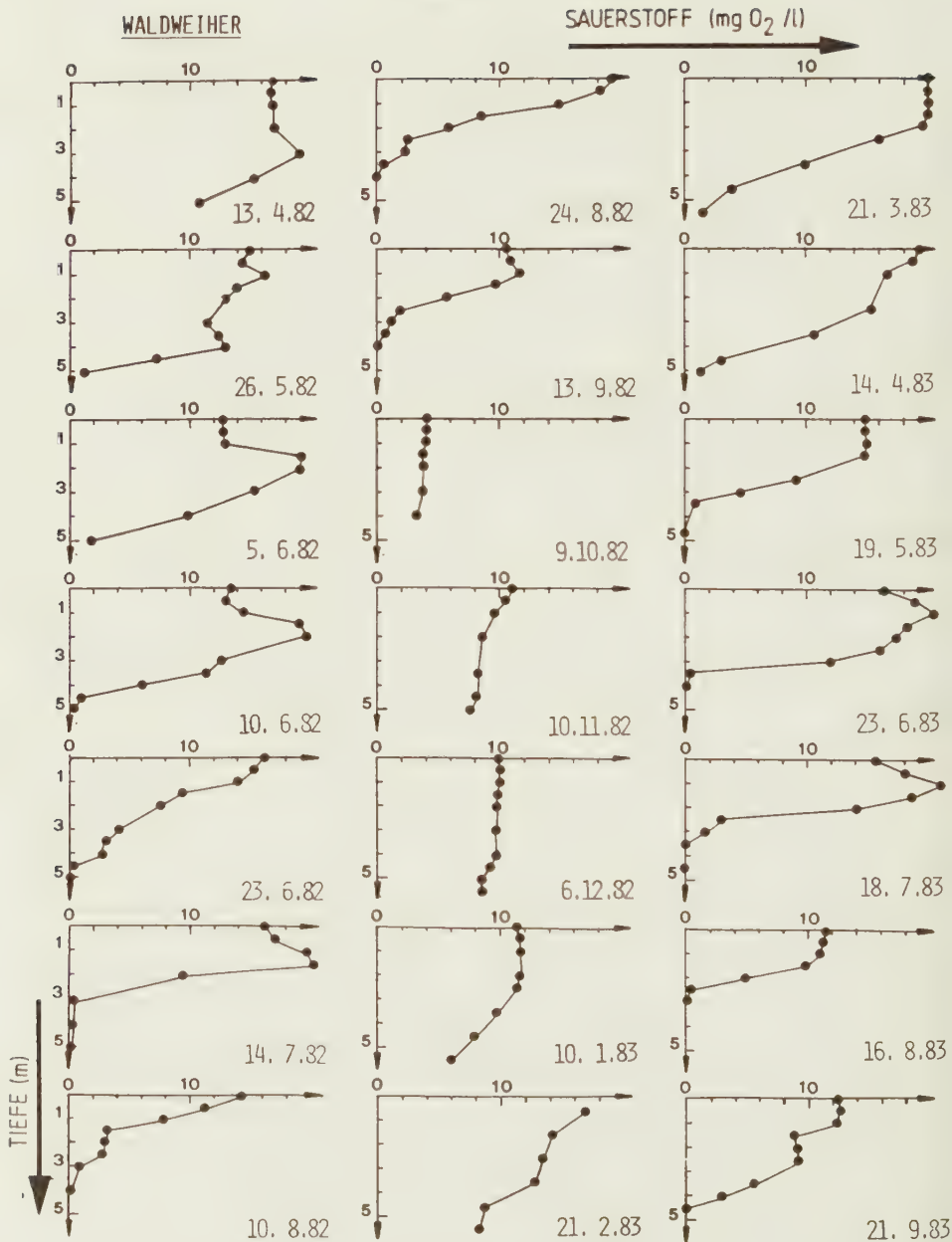


Abb. 10: Sauerstoffkonzentrationen im Waldweiher zwischen April 1982 und September 1983.

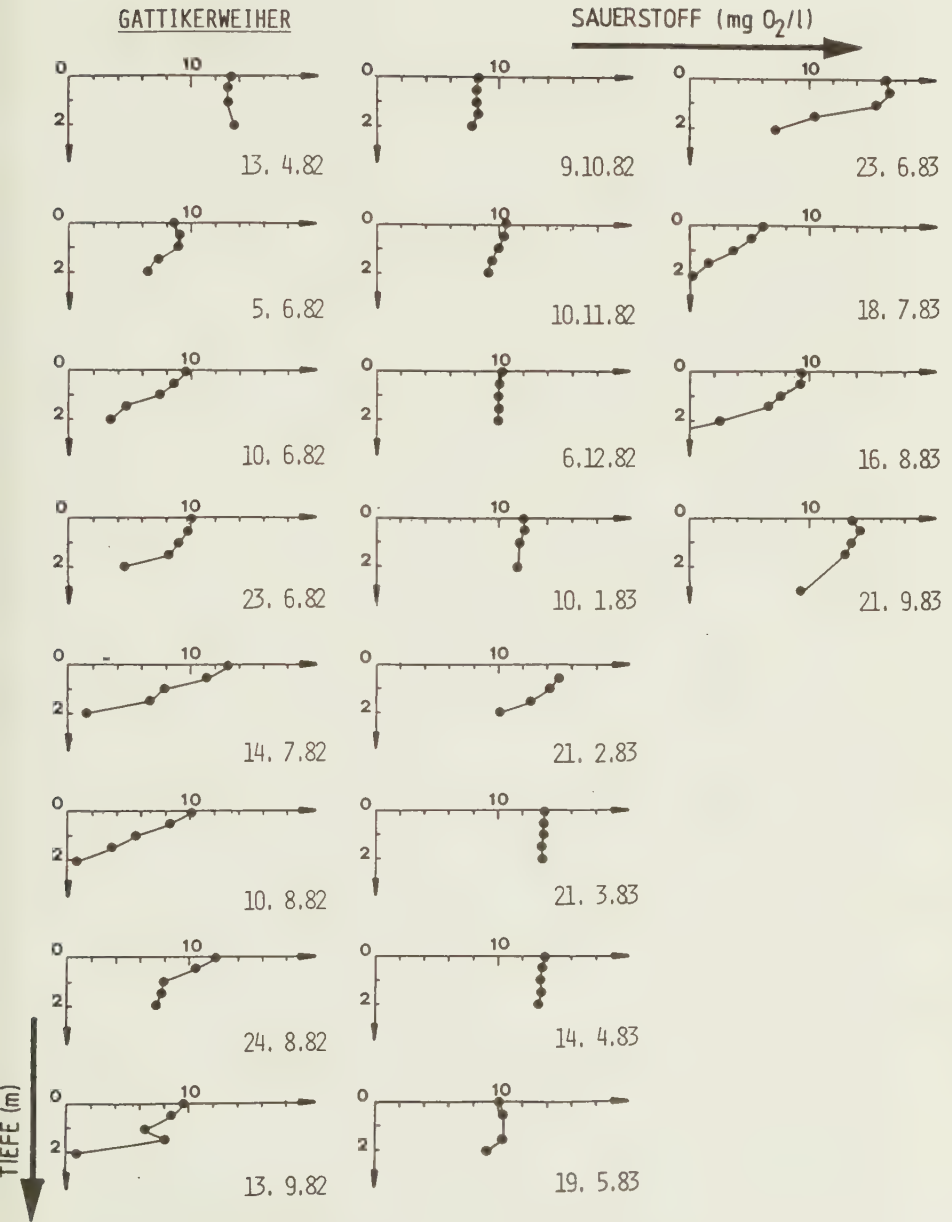


Abb. 11: Sauerstoffkonzentrationen im Gattikerweiher zwischen April 1982 und September 1983.

Nach LIEBMANN, 1960, liegt die minimale Sauerstoffkonzentration, bei welcher Fische noch überleben können, bei 1-2 mg O_2 /l. Süßwasserkrebse benötigen bei 15 °C mindestens 5 mg O_2 /l, um ihre optimale Sauerstoffaufnahme aufrecht zu erhalten. Kurzzeitig ertragen sie auch niedrigste Konzentrationen von nur 1 mg O_2 /l, beginnen aber aus dem Wasser zu steigen. Für Fischnährtiere wie beispielsweise *Daphnia longispina* und *Daphnia pulex* sind noch bedeutend tiefere Letalitätsgrenzen von 0.28 mg O_2 /l bekannt.

Als Folge der verstärkten Assimilationsfähigkeit des Phytoplanktons können Sauerstoffübersättigungen von 200 und mehr Prozent für Fische ebenfalls tödlich sein (REICHENBACH-KLINKE, 1966). Der Gasüberdruck in den Blutgefäßen erzeugt kleine Bläschen, die den Organismus stark schädigen, wenn sie im Atemepithel der Kiemen auftreten.

In vergleichbaren Tiefen (0.0 m, 1.0 m, 1.5 m) konnten im Waldweiher fast immer höhere Sauerstoffwerte als im Gattikerweiher gemessen werden (Tab. 5). Während des Sommers 1982 (Juni, Juli) wurden im Waldweiher in der Schicht 0-1 m Tiefe relative Sättigungswerte von 150 bis 250% festgestellt, ein Hinweis auf die intensive Produktion bei gutem Lichtangebot. Die zur gleichen Zeit im Gattikerweiher beobachteten Sättigungswerte lagen bei maximal 160%.

Schon im Vorsommer konnte in beiden Weihern eine starke Zehrung festgestellt werden, welche vor allem bei ruhigem Wetter die O_2 -Vorräte des Tiefenwassers stark reduzierte. Besonders auffallend ist das Sauerstoff-Profil des Waldweihers vom 9. Oktober 1982, welches kurz nach dem Einsetzen der Herbstvollzirkulation aufgenommen wurde. Zu diesem Zeitpunkt betrug die relative Sättigung im gesamten Waldweiher 40% oder weniger, dagegen im Gattikerweiher beinahe das Doppelte.

In der Periode von November bis Januar wurde bei beiden Weihern in allen Tiefen Untersättigung festgestellt. Im Waldweiher betrug die geringste gemessene relative Sättigung über Grund 55%, im Gattikerweiher 79%.

Während der Eisbedeckung (Probenahme vom 21.2.83) trat direkt unter dem Eis leichte Sauerstoff-Übersättigung auf (Waldweiher 120%), und über Grund waren die Sauerstoffvorräte nur teilweise gezehrt (Waldweiher 66% r.S., Gattikerweiher 81% r.S.). Dies bedeutet, dass sowohl die Phytoplanktonproduktion als auch die vom Sediment ausgehende

Zehrung gering gewesen sein mussten. Im Zeitabschnitt mit Eisbedeckung traten bei beiden Weiher bezüglich Sauerstoff keine für Lebewesen kritischen Verhältnisse auf. Diesen Befund bestätigten auch die Messungen im Winter 1983/84.

Grundsätzlich voneinander verschieden verlief die Sauerstoffentwicklung in den beiden Weihern von März bis Juni. Während über dem Sediment des Waldweihers die Zehrung bereits unmittelbar nach der Eisschmelze eine starke Verminderung des Sauerstoffgehaltes zur Folge hatte, verharrte der Gattikerweiher noch zwei Monate im Zustand der Vollzirkulation. Relative Sättigungswerte von rund 120% bis zum Grund waren in dieser Periode keine Ausnahmen.

Zusammenfassend kann folgendes festgestellt werden:

- a) Im Jahre 1982/83 waren sowohl im Waldweiher als auch im Gattikerweiher die Sauerstoffbedingungen für die vorhandenen Fische und Krebse nie im gesamten Gewässer kritisch. Im Waldweiher mussten sich die Fische jedoch während der Sommerstagnation ab Mitte Juni oberhalb 2.5-3.0 m Tiefe aufhalten. Die Krebse konnten wahrscheinlich nur in den untiefen Uferzonen (Bereich der Seerosen) genügend Sauerstoff finden. Unterhalb dieser Tiefe herrschten ausgeprägte anoxische Bedingungen (totale Sauerstoffzehrung und Ansammlung von reduzierten Verbindungen wie Schwefelwasserstoff, Ammonium, Methan u.a.).
- b) Der Waldweiher zeigte während des Sommers gegenüber dem Gattikerweiher höhere Sauerstoffgehalte im Oberflächenwasser, was auf intensivere Produktion hindeutet.

5.1.3. Sichttiefen

Die Werte für die Sichttiefen bewegten sich beim Waldweiher zwischen 0.8 und 1.6 m und beim Gattikerweiher zwischen 1.0 und 2.0 m. Die grössten Sichttiefen wurden kurz nach der Eisschmelze ungefähr Mitte bis Ende März gemessen.

Zwischen den an gleichen Tagen erhobenen Sichttiefenwerten von Wald- und Gattikerweiher besteht ein statistisch signifikanter, linearer Zusammenhang auf dem 5%-Niveau. Allerdings lassen sich aufgrund der

Regressionsgleichungen (nach Modell II) keine Unterschiede zwischen den Sichttiefen von Wald- und Gattikerweiher feststellen. Die Winkelhalbierende der beiden Regressionsgeraden besitzt eine Steigung um 1 und verläuft durch den Nullpunkt des Koordinatennetzes (Abb. 12).

Nach dem Vorzeichentest von DIXON und MOOD (1946) unterscheiden sich

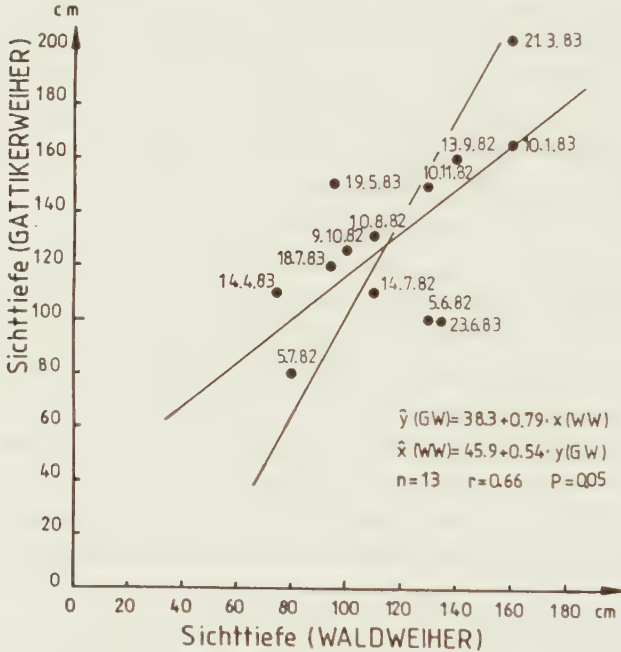


Abb. 12: Zusammenhang der Sichttiefen von Wald- und Gattikerweiher.

GW=Gattikerweiher; WW=Waldweiher.

jedoch die Differenzen der gepaarten Beobachtungen im Durchschnitt von Null auf dem 2%-Niveau. Im Gattikerweiher kann in den meisten Fällen eine um 20-30 cm grössere Sichttiefe als im Waldweiher gemessen werden.

5.1.4. Trübstoffe

Die Jahresmittelwerte der Bestimmungen der relativen Transmission (Einzelwerte s. Anhang) zeigen, dass sich im Gattikerweiher die Trübstoffe besser und gleichmässiger über die ganze Tiefe verteilen als im

Waldweiher, wo erhöhte Trübstoff-Gehalte in den Schichten von 0.0 bis 3.0 m und über Grund gemessen wurden. Der geringste Jahresmittelwert ergab sich für die Tiefe von 3.5 m.

Paarweise verglichene Trübstoff-Konzentrationen der beiden Weiher weisen einen statistisch gesicherten, linearen Zusammenhang aus: Die Berechnung des Bestimmtheitsmasses $R (=r^2)$ ergibt auf dem 1%-Niveau, dass sich 72% der Varianz der gepaarten Einzelwerte durch die lineare Regression zwischen Gattiker- und Waldweiher erklären lassen (Abb. 13).

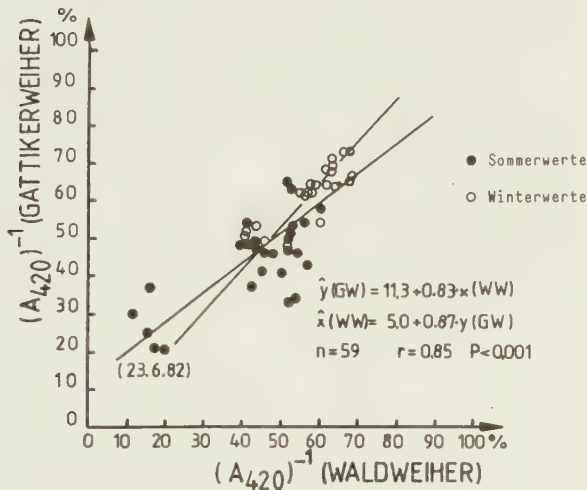


Abb. 13: Zusammenhang der Trübstoff-Konzentrationen (gemessen als relative Transmission) von Wald- und Gattikerweiher.

5.1.5. pH-Werte

Während der Vollzirkulation wurden bei beiden Weihern in der obersten Einmeterschicht pH-Werte von 8.3 bis 8.4 gemessen. Zur Zeit der Sommerstagnation mit intensiver, photosynthetischer Aktivität des Phytoplanktons wurden an der Oberfläche des Waldweihers Höchstwerte von pH 8.8, an der Oberfläche des Gattikerweihers von pH 8.5 bestimmt. Ueber Grund zeigte sich im Sommer 1982 ein minimaler pH-Wert von 5.9 im Waldweiher, im Gattikerweiher sanken die pH-Werte nie unter 7.0.

5.1.6. Phosphor

5.1.6.1. Gesamt-Phosphor

Während der Sommermonate 1982 wurden in beiden Weihern Spitzenwerte von über 100 µg P/l ermittelt. In den Wintermonaten, als kurze Sonnenscheindauer, Eisbedeckung und tiefe Wassertemperaturen die Biomasseproduktion stark beschränkten, erfolgte ein deutlicher Rückgang der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen von bis zu 50% der Sommerwerte.

Abb. 14 zeigt den Zusammenhang zwischen den Gesamt-Phosphor-Werten von Wald- und Gattikerweiher. Auffallend sind die unterschiedlichen Streuungen von Sommer- (Punkte) und Winterwerten (Kreise). Dennoch werden alle Resultate für die statistische Auswertung verwendet:

Unter Einbezug aller 60 Datenpaare in eine Regressionsberechnung ergibt sich auf dem 1%-Niveau ein signifikanter linearer Zusammenhang zwischen den Phosphor-Konzentrationswerten der beiden Weiher, wenn auch nur 57% der Varianz der Einzelwerte sich durch eine lineare Regression erklären lassen. Die Mittelwerte liegen für den Waldweiher bei 56 µg P/l und für den Gattikerweiher bei 47 µg P/l. Die Prüfung

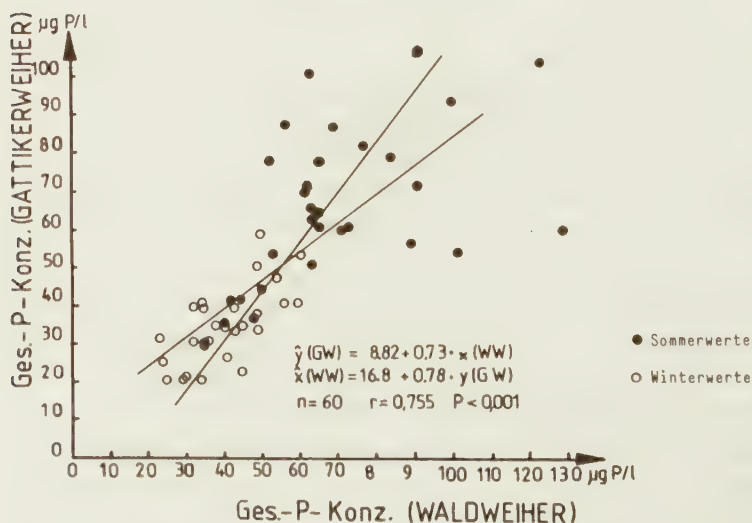


Abb. 14: Zusammenhang der Gesamt-Phosphor-Konzentrationen von Wald- und Gattikerweiher. WW=Waldweiher; GW=Gattikerweiher.

des Mittelwertes der Paardifferenzen gegen Null ergab auf dem 1%-Niveau einen signifikanten Unterschied zwischen den Weihern. Im Durchschnitt lagen die Werte des Waldweihers um $6.0 \pm 4.1 \mu\text{g P/l}$ (95%-Vertrauensbereich) über jenen des Gattikerweihers.

5.1.6.2. Gelöste ortho-Phosphate

Der Wald- und der Gattikerweiher zeigten während der ganzen Untersuchungsperiode nie ortho-Phosphat-Konzentrationen über $10 \mu\text{g P/l}$ (s. Anhang). Sowohl im Sommer wie im Winter gab es Analysen, bei denen sämtliche Werte unter die Nachweisgrenze von $2 \mu\text{g P/l}$ fielen. Daraus kann geschlossen werden, dass P immer Minimumstoff war. Phosphor wird hauptsächlich in den Organismen fixiert und wird nur bei deren Zersetzung freigesetzt, was die nachweisbaren Konzentrationswerte z.B. anlässlich der Herbstprobenahme vom 9.10.82 ($8 \mu\text{g P/l}$) oder der Eisprobenahme vom 21.2.83 ($5 \mu\text{g P/l}$) belegen. Bei starken Niederschlägen und Tauwetter konnte bei beiden Weihern ein leichter, nur kurze Zeit anhaltender Anstieg an gelöstem ortho-Phosphat beobachtet werden. (z.B. am 10.1.83 auf $10 \mu\text{g P/l}$; am 21.3.83 auf $3 \mu\text{g P/l}$).

5.1.7. Stickstoff

5.1.7.1. Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3^- - \text{N}$)

Weil Phosphor in beiden Gewässern Minimumnährstoff ist, wurde bezüglich des gelösten Nitrat-Stickstoffes keine vollständige Zehrung während der Sommermonate erwartet. Die minimale Nitrat-N-Konzentration betrug $110 \mu\text{g N/l}$ und wurde im Oberflächenwasser des Waldweihers kurz vor der Herbstvollzirkulation erreicht.

Wegen der Zersetzung der Planktonorganismen, des erhöhten Nährstoffeintrages durch den Krebsbach, der lichtbegrenzten Produktionsverhältnisse und der durch die Vollzirkulation bedingten Oxidation reduzierter Stickstoffverbindungen stieg der Nitrat-N-Gehalt im Laufe des folgenden Winterhalbjahres bis auf 1.65 mg N/l an (am 21.3.83 in 1.5 m Tiefe).

Im Gattikerweiher wurden durchgehend tiefere Werte als im Waldweiher bestimmt. Eine vollständige Zehrung der Nitratwerte in der 0.0-1.0 m -

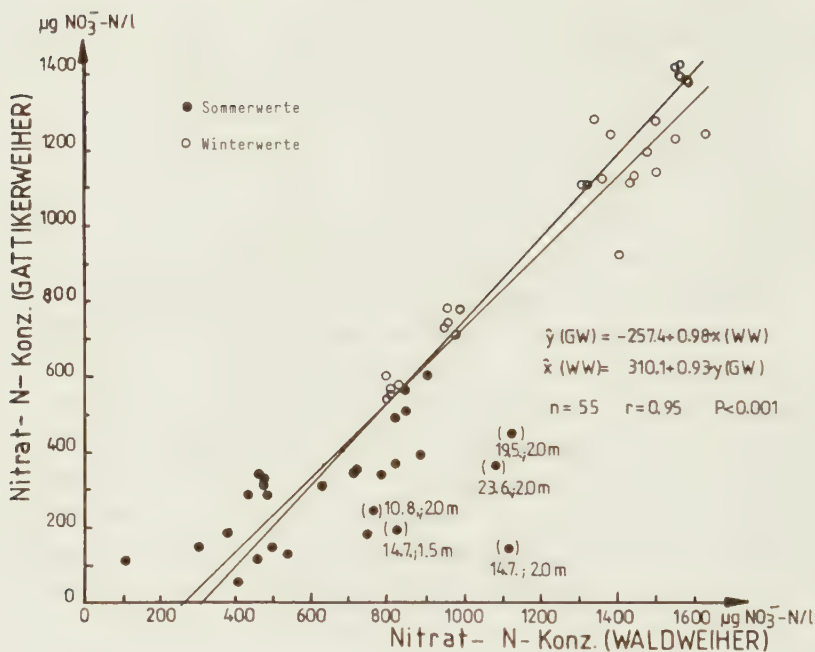


Abb. 15: Zusammenhang der Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen von Wald- und Gattikerweiher. WW=Waldweiher; GW=Gattikerweiher.

Wasserschicht konnte ebenfalls nicht beobachtet werden.

Bei Elimination der in Abb. 15 eingeklammerten Streuwerte besteht ein signifikanter linearer Zusammenhang der N-Werte von Wald- und Gattikerweiher. Gestrichen werden dabei alle Werte des Gattikerweiher, welche bei ruhigen Wetterlagen im Einflussbereich des Grundes erhoben wurden. Die Nitrat-N-Jahresmittelwerte der Schicht von 0.0 bis 2.0 m Tiefe liegen für den Waldweiher bei $973 \mu\text{g N/l}$, für den Gattikerweiher bei nur $660 \mu\text{g N/l}$. Diese Differenz von rund $300 \mu\text{g N/l}$ kann auch aus den Schnittpunkten der Regressionsgeraden mit der x-Achse abgeleitet werden: Für den Fall, dass im Gattikerweiher der $\text{NO}_3^- \text{N}$ -Gehalt auf Null sinken würde, erhält man aus den Geradengleichungen von Abb. 15 für den Waldweiher 262 und $310 \mu\text{g N/l}$.

5.1.7.2. Nitrit-Stickstoff (NO_2^- -N)

Die Verteilung der Nitrite ermöglicht teilweise einfache Rückschlüsse auf die Redoxverhältnisse im Tiefenwasser. Bei Sommerstagnation bildeten sich jeweils im Waldweiher die höchsten Konzentrationen zwischen 2.5 und 4.5 m Tiefe aus. Während und auch noch nach der Zeit der Winterstagnation reicherten sich wegen der besseren Sauerstoffverhältnisse Nitrite vorwiegend über dem Grund an. Die höchsten Konzentrationen wurden am 14.7.82 mit $286 \mu\text{g N/l}$ in 3.5 m Tiefe und am 21.3.83 mit $348 \mu\text{g N/l}$ über dem Grund ermittelt (vgl. Datentabelle im Anhang).

Im Gattikerweiher wurden dagegen nie Werte über $33 \mu\text{g N/l}$ (10.1.83: 1.0 und 1.5 m Tiefe) beobachtet. Wegen der geringeren Tiefe des Gattikerweihers und der windbedingt besseren Sauerstoffversorgung des Tiefenwassers lassen sich anhand der Nitrit-N-Werte keine Vergleiche mit dem Waldweiher bezüglich Trophiegrad oder Produktionsintensität machen.

5.1.7.3. Ammonium-/Ammoniak-Stickstoff ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N)

Im Tiefenwasser des Waldweihers sammelten sich in den Sommermonaten, aber auch während der Eisperioden über Grund erhebliche Konzentrationen von Ammonium an. Die höchsten Konzentrationen wurden zwischen Juli und Oktober mit Werten von 2.3 bis 5.4 mg N/l festgestellt. Das Oberflächenwasser von 0.0 bis 2.0 m Tiefe wies im Sommer 1982 mit einer Ausnahme (14.7.82 in 2.0 m Tiefe: $43 \mu\text{g N/l}$) Konzentrationen von weniger als $40 \mu\text{g N/l}$ auf. Der maximale Wert wurde an der Oberfläche zu Beginn der Herbstvollzirkulation mit rund $250 \mu\text{g N/l}$ gemessen.

Im unmittelbaren Einflussbereich des Grundes wurden im Gattikerweiher immer deutlich geringere Konzentrationen als im Waldweiher ermittelt (vgl. Datentabelle im Anhang). Der Maximalwert des Gattikerweihers war am 14.7.82 $318 \mu\text{g N/l}$. Während der Frühjahrsvollzirkulation bewegten sich die Konzentrationen in allen Tiefen an der Nachweisgrenze.

Die Berechnungen mit den Datenpaaren aus den Tiefen von 0.0 bis 2.0 m zeigen keine systematischen Unterschiede zwischen Wald- und

Gattikerweiher bezüglich der Ammonium-/Ammoniak-Konzentrationen.

5.1.8. Organische Stoffe

Für die Bestimmung der Belastung des Wassers mit organischen Stoffen wurden zwei Methoden angewandt: 1) die chemische Oxidierbarkeit des Rohwassers mit KMnO_4 und 2) die UV-Extinktion der filtrierten Wasserprobe bei 254 nm. Bei der ersten Methode wurden partikuläre und gelöste organische Stoffe erfasst, bei der zweiten nur die Konzentrationen der gelösten Stoffe.

Der Verbrauch an KMnO_4 war im Mittel für die Proben zwischen 0.0 und 2.0 m Tiefe im Waldweiher um 1.05 ± 0.74 mg höher als im Gattikerweiher ($P=0.95$). Es besteht ein signifikanter linearer Zusammenhang zwischen den Werten der beiden Gewässer: 62% der Varianzen werden durch die lineare Regression erklärt.

Die UV-Extinktion war im Waldweiher ebenfalls signifikant höher als im Gattikerweiher ($P=0.95$). Abb. 16 zeigt den Zusammenhang: Die linearen

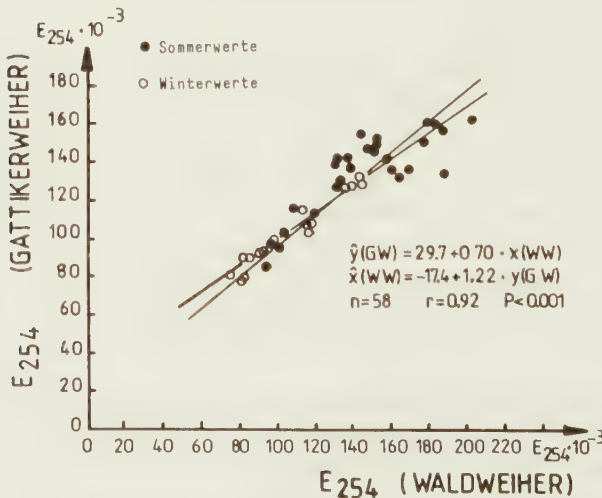


Abb. 16: Zusammenhang der Konzentrationswerte für gelöste organische Stoffe (photometrisch gemessen als Extinktion bei 254 nm) von Wald- Und Gattikerweiher. WW=Waldweiher; GW=Gattikerweiher.

Regressionsgeraden sind im unteren Bereich bedeutend besser an die Werte angepasst als im oberen Bereich (Verteilungsinhomogenitäten während der Sommerstagnation).

Generell konnte während des Winters ein starker Rückgang der gelösten organischen Stoffe verzeichnet werden. Als Gründe dafür müssen geringere Produktion an gelösten organischen Stoffen durch Phyto- und Zooplankton, gute Oxidationsverhältnisse und langsame Löslichkeitsraten der organischen Stoffe bei tiefen Wassertemperaturen in Betracht gezogen werden. Interessant ist, dass der Laubeintrag in den Waldweiher die Konzentration der gelösten organischen Stoffe nicht messbar beeinflusste.

5.1.9. Chlorophyll-Gehalt

Wegen der starken Streuung der Daten war es nicht möglich, systematische Unterschiede zwischen den beiden Gewässern zu beschreiben. Als Ursachen dafür kommen der höhere Eutrophiegrad des Waldweihers, unterschiedliche Dichteschichtung und Windeinflüsse sowie auch die besseren Lichtverhältnisse im Gattikerweiher in Frage. Tendenziell wurden im Gattikerweiher die tieferen Werte als im Waldweiher gemessen. Die Datentabelle im Anhang gibt einen guten Ueberblick über die Größenordnungen der Chlorophyll-Werte (Schicht 0.0-1.5 m Tiefe: Waldweiher 25-30 mg Chl/l; Gattikerweiher 18-28 mg Chl/l).

6. N A E H R S T O F F F R A C H T E N

6.1. Spezielle Problemstellung

Im Zusammenhang mit der Bilanzierung der Nährstofffrachten standen folgende Fragen im Mittelpunkt:

- 1) Welche Zusammenhänge gibt es zwischen Wasserführung und Nährstofffrachten?
 - Wie gross sind die Frachten bei Niedrig- und bei Hochwasser?
 - Welches ist die Bedeutung des Einzelereignisses?
- 2) Wie gross ist das Nährstoffrückhaltevermögen von Wald- und Gattikerweiher?
- 3) Wie gross sind die Frachten aus den landwirtschaftlich beziehungsweise forstwirtschaftlich genutzten Teilen des Einzugsgebietes?
- 4) Welches sind die durch das Laub eingetragenen Nährstoffbeiträge?

6.2. Ergebnisse und Diskussionen

6.2.1. Niederschlagsmengen

Die Monatssummen der Niederschläge waren in der Periode 1982-84 bei zahlreichen Monaten stark unterdurchschnittlich (Abb. 17: 1982 mit September, November; 1983 mit März, Juli, August, Oktober, November, Dezember; 1984 mit März, April, Mai, Juni, Juli). Ueberdurchschnittliche Regenmengen wurden in den Monaten August, Oktober, Dezember 1982 sowie Januar, April und Mai 1983 verzeichnet.

Die Jahresniederschlagssumme des ersten Untersuchungsjahres, welches von August 1982 bis Juli 1983 dauerte, betrug 1322.6 mm und war im Vergleich zum langjährigen Mittelwert von 1317 mm durchschnittlich. Im zweiten Untersuchungsjahr (August 1983 bis Juli 1984) entsprach jedoch

Niederschläge (mm/M.)

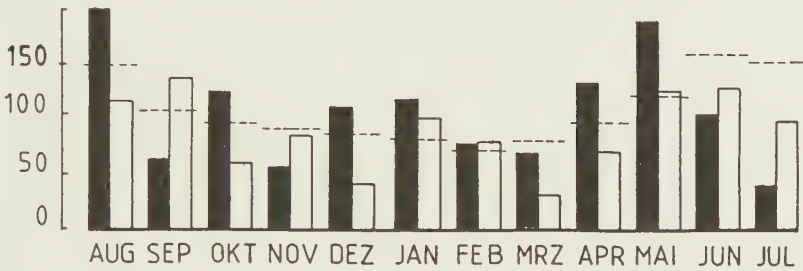


Abb. 17: Monatliche Niederschlagsmengen während der beiden Untersuchungsjahre August 1982 bis Juli 1983 (schwarze Säulen) und August 1983 bis Juli 1984 (weisse Säulen). Gestrichelte Marken: langjährige Mittelwerte.

die Niederschlagssumme von 1102.7 mm nur 83.7% des Normaljahres.

Wesentlich für die Ausschwemmung der Nährstoffe ist die Intensität, mit welcher die Niederschläge fallen. Der Häufigkeitsverteilung der täglichen Niederschlagsmengen (Tab. 6) entnimmt man, dass von den 731 Beobachtungstagen nur 85 Tage (11.6%) einen Tagesniederschlag von mehr als 10 mm aufwiesen. Gemäss Statistik über die Starkniederschläge (ZELLER et al., 1977) ist im beobachteten Einzugsgebiet ein Regenerereignis, das in 24 Stunden mehr als 80-85 mm Niederschlag bringt, alle 10 Jahre zu erwarten. In jedem dritten Jahr tritt ein Regenerereignis mit mehr als 50 mm/24 h auf. Während der Untersuchungszeit von August 1982 bis Juli 1984 wurde kein Regenerereignis mit dieser Intensität registriert.

Ein Spitzenereignis mit einer statistischen Wiederkehrperiode von etwa 25 Jahren trat unmittelbar nach Abschluss der zweijährigen Beobachtungsperiode am 10. August 1984 auf, als im Mittel 99.1 mm (Horgen 132.5 mm; Langnau 56.2 mm; Sihlbrugg 108.6 mm) gemessen wurden. Nach neuesten Berechnungen (ABSCHAETZUNG, 1986) beträgt in der Region der mittlere 1-Tages-Starkregen 60 mm und der hundertjährige 1-Tages-Starkregen rund 160 mm. In Kapitel 6.2.4.2. wird das Frachtverhalten des Baches bei Hochwasser am Beispiel des 10. August 1984 speziell erläutert.

Tab. 6: Häufigkeitsverteilung der täglichen Niederschlagsmengen
(Mittelwerte der Stationen Horgen, Langnau und Sihlbrugg) für
die Beobachtungszeit August 1982-Juli 1984

Niederschlagsmenge	Anzahl Tage
über 40 mm (40.7; 45.2; 40.7 mm)	3
30 bis 40 mm	5
20 bis 30 mm	19
10 bis 20 mm	58
0.1 bis 10 mm	293
niederschlagsfrei	353

6.2.2. Abflussmengen

6.2.2.1. Tagessummen

Aus den Tagessummen des Abflusses an den fünf Messstationen wurden die Monats- und Jahresabflusssummen sowie sämtliche Nährstofffrachten berechnet. Abb. 18 zeigt exemplarisch die Werte für die Tagesniederschlagsmengen und die berechneten Tagessummen für die Messstation im Schlegeltobel (WW1).

Die Daten zwischen Mitte Dezember 1982 und Mitte Januar 1983 mussten tiefer geschätzt werden, da ein Defekt der kontinuierlich aufzeichnenden Messanlage WW2, deren Werte für die Berechnung der Daten für WW1 benötigt wurden, nicht rechtzeitig behoben werden konnte. Bewusst verzichtete ich auf die Korrektur der fehlerhaften Daten und auf deren Verwendung in den Regressionsberechnungen.

Wie stark die Werte überhöht sind, ist schwierig zu beurteilen. Gemäss Tab. 7 wurden in den fraglichen Monaten 99.9% und 85.8% des gefallen Niederschlags als Abfluss registriert. Mit einem Blick auf die entsprechenden Monate des Folgejahres, als keine aussergewöhnlichen Niederschläge fielen, sowie aufgrund der Tatsache, dass während der fraglichen Zeit auf Frostperioden Tauwetterphasen mit sehr intensiven

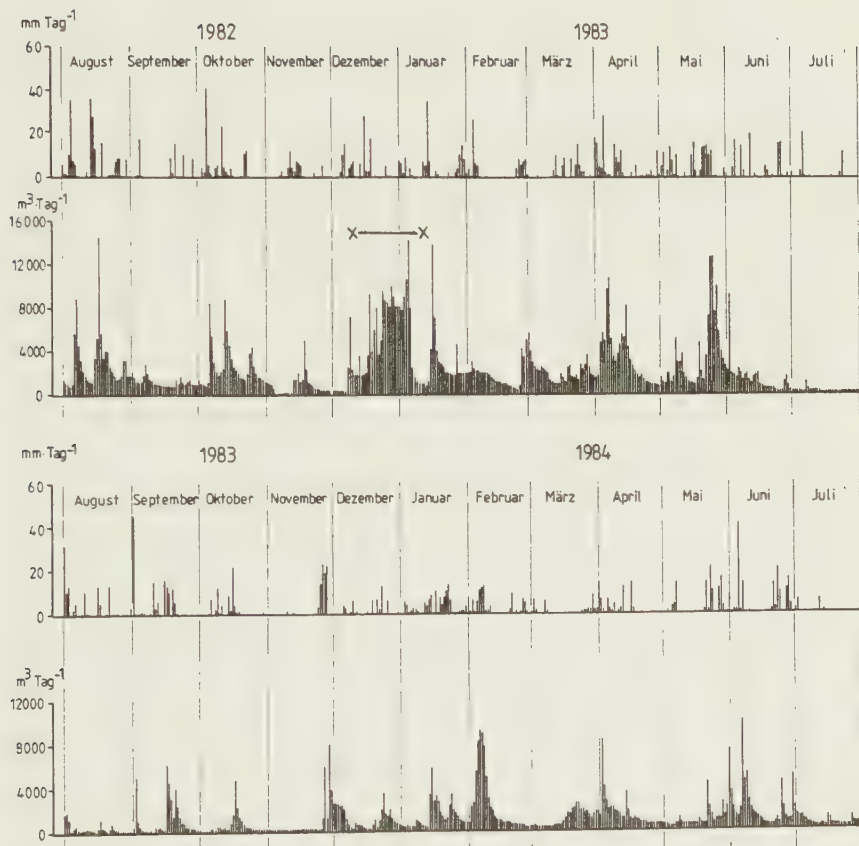


Abb. 18: Tagesniederschläge ($\text{mm} \cdot \text{Tag}^{-1}$) und bei der Station WW1 im Schlegel-
tobel gemessene Abflusstagesmengen ($\text{m}^3 \cdot \text{Tag}^{-1}$) von August 1982 bis
Juli 1984. x—x Periode mit vermutlich zu hohen Werten, Erklä-
rungen in Kap. 6.2.2.1.

Tab. 7: Vergleich der monatlichen Niederschlags- und Abflussmengen für das oberhalb der Messstelle WW2 (Zufluss Waldweiher) gelegene Einzugsgebiet für die Zeit August bis Juli der Jahre 1982/83 und 1983/84. *)=Ueberschätzte Werte infolge Fehlmessungen.

MONAT	Niederschläge		langjähriges Mittel	Abfluss		Abfluss	
	(mm) 1982/83	(mm) 1983/84	(mm)	(mm) 1982/83	(%) 1982/83	(mm) 1983/84	(%) 1983/84
August	200.5	119.4	150.3	80.6	40.2	13.4	11.3
September	65.3	138.5	108.9	33.0	50.5	32.0	23.1
Oktober	129.6	61.6	97.0	68.5	52.8	18.5	30.1
November	58.7	85.1	93.3	24.2	41.2	31.3	36.8
Dezember	113.6	43.9	87.1	113.4*	99.9*	34.1	77.7
Januar	122.1	104.1	84.7	104.7*	85.8*	39.5	38.0
Februar	78.9	80.6	73.4	43.2	54.7	59.2	73.5
März	73.1	33.1	82.4	58.2	79.6	33.0	99.8
April	137.0	72.0	97.6	87.2	63.7	42.8	59.4
Mai	193.8	130.2	124.1	94.2	48.6	32.7	25.1
Juni	108.7	133.3	161.8	38.6	35.5	53.5	40.1
Juli	41.3	100.9	155.9	7.0	17.0	17.3	17.1
TOTAL	1322.6	1102.7	1212.7	752.8	56.9	407.3	36.9

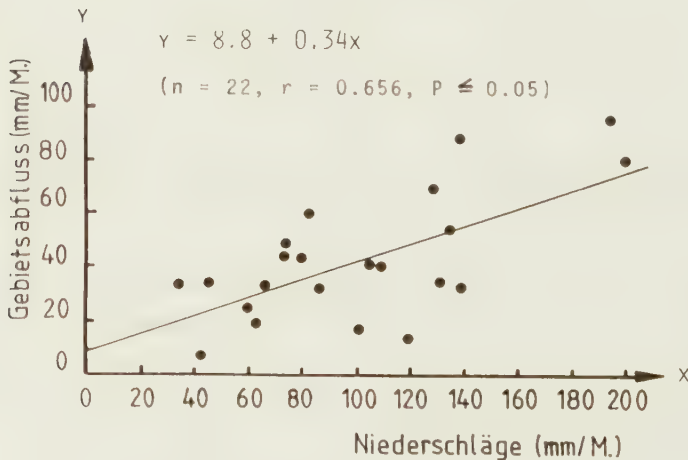


Abb. 19: Zusammenhang zwischen Niederschlag und Gebietsabfluss von Monatsperioden für das Einzugsgebiet des Waldweiher (Messstation WW2)

Niederschlägen folgten (17. Dezember: 28.8 mm; 15. Januar 34.6 mm), darf der Fehler nicht überschätzt und in der Grössenordnung von 20% vermutet werden. Der Fehler bei den Ein- und Zweijahresfrachten ist gering und für die Erstellung der Nährstoffbilanzen vernachlässigbar.

6.2.2.2. Monatssummen

Die Beziehung zwischen Niederschlag und Abfluss mit 22 Monatswerten (ohne Dezember 1982 und Januar 1983) ist in Abb. 19 dargestellt.

Als Ursache für die grosse Streuung der dargestellten Werte kommen hauptsächlich die nicht berücksichtigten jahreszeitlichen Veränderungen des Niederschlagsrückhaltes durch Schnee, Eis und gefrorenen Boden in Frage. Ferner gilt es die Verdunstung an der Bodenoberfläche sowie die Evapotranspiration der Pflanzen in Betracht zu ziehen. In Tab. 7 ist ersichtlich, welcher Anteil der monatlichen Niederschlagsmengen des Waldweiher-Einzugsgebietes als Abfluss erfasst werden konnte.

In niederschlagsarmen Perioden traten minimale Abflusswerte auf, die lediglich noch 10-40% der gefallenen Niederschläge ausmachten (Monate Juli, August, September, Oktober, November 1983 sowie Mai und Juli 1984). In den Wintermonaten von Dezember bis April floss je nach den Temperaturverhältnissen meist ein höherer Teil über den Bach ab (minimaler Wert von 38% im Januar 1984 verursacht durch Schnee). In beiden Untersuchungsjahren war es von Februar bis Anfang März kalt, so dass die als Schnee gefallenen Niederschläge des Februars erst mit der Schneeschmelze (1983: 3.-10.März; 1984: 15.-23. März) abfliessen konnten. Die hohen Abflussanteile im März von 79.6% bzw. 99.8% können damit mindestens teilweise erklärt werden. Die Abflussanteile von rund 65% bzw. 60% der beiden Aprilmonate sind Beispiele für Verhältnisse bei wahrscheinlich wassergesättigtem Boden und noch geringer Verdunstung sowie eingeschränkter Evapotranspiration der vor der Vegetationszeit stehenden Pflanzen.

6.2.3. Frachten

6.2.3.1. Jahresverlauf der Tagesfrachten

In den Abb. 20 bis 23 sind die berechneten mittleren Jahresverläufe der Gesamt-Phosphor-Tagesfrachten für verschiedene Tagesabflüsse aufgezeichnet. Wegen der Aehnlichkeit der absoluten Jahresfrachten und des Jahresverlaufs der Tagesfrachten können die Stationen WW3 (Abfluss Waldweiher) und GW1 (Zufluss Gattikerweiher) als identisch betrachtet werden; deshalb sollen im folgenden nur die Resultate von GW1 besprochen werden.

SCHLEGELTOBEL (WW1)

Nach Abb. 20 erreichen die Kurven ihre Maximalwerte während der Monate März/ April, Minimalwerte während der Monate September und Oktober. Es besteht eine jahreszeitliche Abhängigkeit vom Vegetationszustand: Nach der Winterruhe kurz vor Austrieb der Vegetation können bei einer Tageswassermenge von 8000 m^3 2.2 kg P/Tag bei der Messstation WW1 vorbeifliessen. Mit der gleichen Wassermenge würde aber im Oktober nur rund 1.4 kg P/Tag transportiert. Aus den nach oben hin grösser werden den Abständen zwischen den Isolinien kann abgeleitet werden, dass in Abhängigkeit der Tageswassermenge die Fracht exponentiell zunimmt.

WALDWEIHER ZUFLUSS (WW2)

Die Verlaufskurven des Phosphors dieser Station (Abb. 21) sind mit jenen von WW1 vergleichbar, obschon die Maxima und Minima zeitlich nach jenen von WW1 liegen und die transportierten Frachtmengen bei gleicher Tageswassermenge bedeutend kleiner sind. Bei einer Tageswassermenge von 8000 m^3 werden anfangs Juni maximal nur rund 0.8 kg P/Tag und minimal anfangs Dezember bei gleicher Wasserführung nur rund 0.4 kg P/Tag in den Waldweiher geleitet. Die Zeitverschiebung der Amplitudenmaxima bzw. -minima und die bedeutend geringere Frachtführung für die Station WW2, verglichen mit der Station WW1, sollen im folgenden interpretiert werden:

Wenn möglich entnehmen wir die Wasserproben an den Stellen WW1 und WW2 innert Stundenfrist. Die Phosphor-Fracht im Waldweiher-Zufluss (WW2)

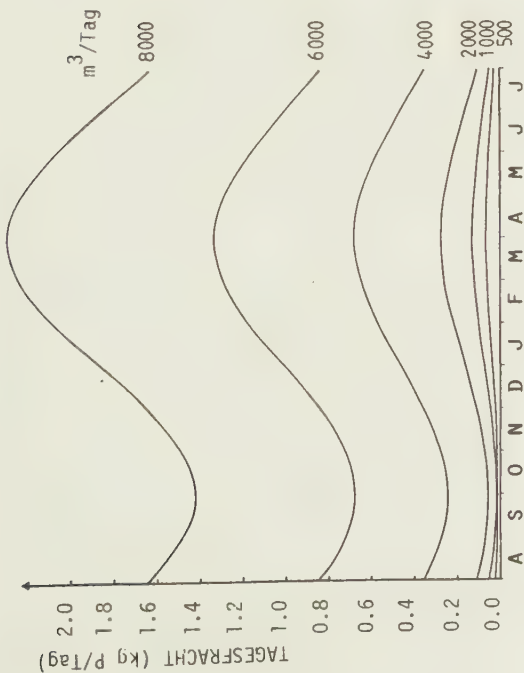


Abb. 20: Jahresverlauf der Gesamt-Phosphor-Fracht bei der Probenahmestelle im Schlegeltobel (WW1) für verschiedene Abflussmengen.
 Tagesfracht = $\text{Konz}(\text{Q}, \text{T}) \cdot \text{Q} \cdot 10^{-6}$; Tagesfracht in kg P/Tag; $\text{Konz}(\text{Q}, \text{T})$ siehe Gleichung 2 in Kapitel 3.5.3. mit den Konstanten: $c_0 = 68.5897$; $c_1 = 0$; $c_3 = 0.02489$; $c_4 = -0.61782 \cdot 10^{-4}$; $c_5 = 54.5345$; $c_6 = 0.03529$; $c_7 = 0$; $c_8 = 0$.

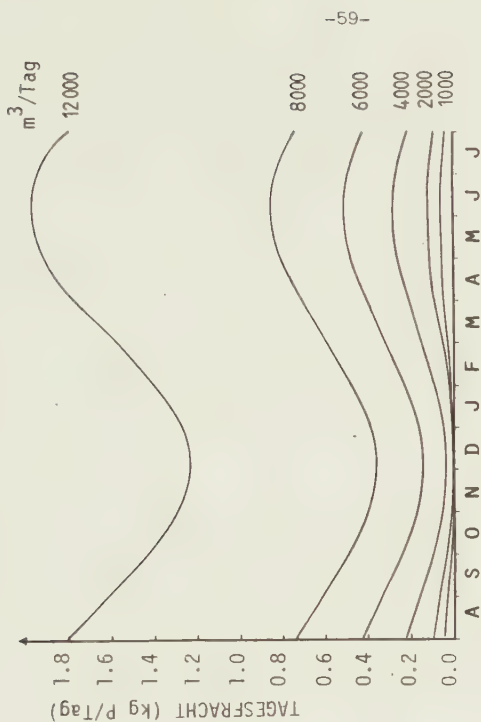


Abb. 21: Jahresverlauf der Gesamt-Phosphor-Fracht bei der Probenahmestelle Waldweiher (WW2) für verschiedene Abflussmengen.
 Tagesfracht = $\text{Konz}(\text{Q}, \text{T}) \cdot \text{Q} \cdot 10^{-6}$; Tagesfracht in kg P/Tag; $\text{Konz}(\text{Q}, \text{T})$ siehe Gleichung 2 in Kapitel 3.5.3. mit den Konstanten $c_0 = 25.6705$; $c_1 = 0$; $c_2 = 0$; $c_3 = 0.6445 \cdot 10^{-2}$; $c_4 = -0.6076 \cdot 10^{-5}$; $c_5 = 14.2498$; $c_6 = -27.2534$; $c_7 = 0$; $c_8 = 0$.



Abb. 22: Jahresverlauf der Gesamt-Phosphor-Fracht bei der Probenabnahmestelle Zufluss Gattikerweiher (GW1) (= Abfluss Waldweiher) für verschiedene Abflussmengen.
 Tagesfracht = $\text{Konz}(Q,T) \cdot Q \cdot 10^{-6}$; Tagesfracht in kg P/Tag; $\text{Konz}(Q,T)$ siehe Gleichung 2 in Kapitel 3.5.3. mit den Konstanten: $c_0=43.5637$; $c_1=113.669$; $c_2=-0.3663$; $c_4=-0.1882 \cdot 10^{-4}$; $c_5=12.1771$; $c_6=2.5463$; $c_7=0$; $c_8=0$.



Abb. 23: Jahresverlauf der Gesamt-Phosphor-Fracht bei der Probenabnahmestelle Abfluss Gattikerweiher (GW2) für verschiedene Abflussmengen.
 Tagesfracht = $\text{Konz}(Q,T) \cdot Q \cdot 10^{-6}$; Tagesfracht in kg P/Tag; $\text{Konz}(Q,T)$ siehe Gleichung 2 in Kapitel 3.5.3 mit den Konstanten: $c_0=-7.6477$; $c_1=270.206$; $c_2=1.3878$; $c_3=-0.7528 \cdot 10^{-2}$; $c_4=0.10004 \cdot 10^{-4}$; $c_5=17.0235$; $c_6=-10.6821$; $c_7=7.2744$; $c_8=13.7269$.

entsprach deshalb theoretisch derjenigen des Schlegeltobels (WW1), vergrössert um die Nährstofffrachten, welche durch die Abflussmengen des Einzugsgebietes zwischen WW1 und WW2 ausgeschwemmt wurden. Da jedoch aus den bewaldeten Gebieten nur wenig Phosphor anfiel, war bei angenommen gleicher Wasserführung an beiden Stationen an der unteren Messstelle eine geringere Fracht zu erwarten. Die zeitliche Verschiebung der Maxima und Minima zeigt ausserdem - sofern nicht durch eine Instabilität des statistischen Modells verursacht -, dass der Verlauf der Ausschwemmung im Kulturland (hauptsächlich erfasst an WW1, Abb. 20) anders sein musste als im Waldgebiet (hauptsächlich indirekt erfasst an WW2).

GATTIKERWEIHER ZUFLUSS (GW1; = WALDWEIHER ABFLUSS, WW3)

Der jahreszeitliche Verlauf der Tagesfrachten im Zufluss des Gattikerweihers wird sehr nachhaltig vom Oberflächenwasser des Waldweihers beeinflusst (Abb. 22). Zur Zeit hoher Planktonentwicklung sind deshalb bei dieser Messstation die höchsten Tagesfrachten zu erwarten. Das Maximum wird gemäss statistischem Modell in den Monaten September und Oktober erreicht, das Minimum in der Zeit von Ende März bis Mitte April.

Betrachtet man wie bei den beiden Stationen WW1 und WW2 die Isolinie für $8000 \text{ m}^3/\text{Tag}$, so werden bei dieser Wassermenge nur noch 0.4 (Winter) bis 0.5 kg P/Tag (Sommer) aus dem Weiher entfernt. Der Waldweiher wirkt also als Phosphor-Senke.

GATTIKERWEIHER ABFLUSS (GW2)

Die Berechnungen für Abb. 23 haben ergeben, dass im Vergleich zum Zufluss des Gattikerweihers im Abfluss die Tagesfrachten grösser sind. Es ist deshalb anzunehmen, dass die unmittelbar in der Umgebung des Gattikerweihers liegenden Landwirtschaftsflächen als diffuse Nährstoffquellen wirken.

Maximale Tagesfrachten werden in den Sommermonaten Juli und August (Planktonblüten), minimale für die Zeit vor der Frühjahrsplanktonentwicklung beobachtet.

Die sich überschneidenden Kurven bei hohen Tagesabflussmengen bzw. hohen Zuflussmengen aus dem Waldweiher sind wahrscheinlich auf

Verdünnungseffekte zurückzuführen. Sie könnten - wenn es sich nicht um einen statistischen Artefakt handelt - durch den Umstand bewirkt werden, dass die Phosphor-Konzentrationen im Abfluss des Gattikerweihers von denen des oberen Krebsbaches mindestens teilweise unabhängig sind.

6.2.3.2. Jahresverlauf der Monatsfrachten

In vergleichender Darstellung sind die Monatsfrachten für die Nährstoffparameter Gesamt-Phosphor (Abb. 24), gelöster Phosphat-Phosphor (Abb. 25), Nitrat-Stickstoff (Abb. 26) und Ammonium/Ammoniak-Stickstoff (Abb. 27) abgebildet und können direkt mit den monatlichen Niederschlagsmengen (Abb. 17) in Beziehung gebracht werden. Monate mit hohen Niederschlagsmengen bedingen grosse Abflussmengen, die ihrerseits eine erhöhte Frachtführung zur Folge haben. Für das erste Untersuchungsjahr (schwarze Säulen) ergaben sich die höchsten Frachtmengen für die Monate (Dezember) bis Mai. (Die Frachten für die Monate Dezember 1982 und Januar 1983 müssen infolge zu hoher Abflussmessungen ausgeklammert werden und sind deshalb in den Abb. 24-27 nicht dargestellt.)

Für das zweite Untersuchungsjahr liessen sich maximale monatliche Frachtmengen für die Monate November, Januar bis Juni errechnen. Maximale Frachten wurden beim Zulauf des Waldweihers (WW2) für die Monate Februar und Juni bestimmt.

Wie die Tagesfrachten (Kap. 6.2.3.1) nehmen auch die Monatsfrachten nicht linear mit den Abflussmengen zu: Beispielsweise wurden während der Periode der grössten Tagesfrachten bei WW2 (s. Abb. 21) im Mai 1984 rund $60'000 \text{ m}^3$ Wasser gemessen, im gleichen Monat des Jahres zuvor mehr als $170'000 \text{ m}^3$ (Faktor 2.8). Die berechneten Monatsfrachten unterschieden sich voneinander durch folgende Faktoren: Gesamt-Phosphor 5.3, gelöste Phosphate 6.2, Nitrat-Stickstoff 3.7 und Ammonium/Ammoniak-Stickstoff 2.4. Es ist also vor allem die P-Fracht, die bei Zunahme des Abflusses sehr stark zunimmt, was damit erklärt werden kann, dass bei hohem Abfluss grosse Mengen an phosphorreicher, partikulärem Material weggeschwemmt werden.

In den anderen Jahreszeiten können teilweise noch ausgeprägtere Verhältnisse beobachtet werden, die im ersten Moment nicht immer

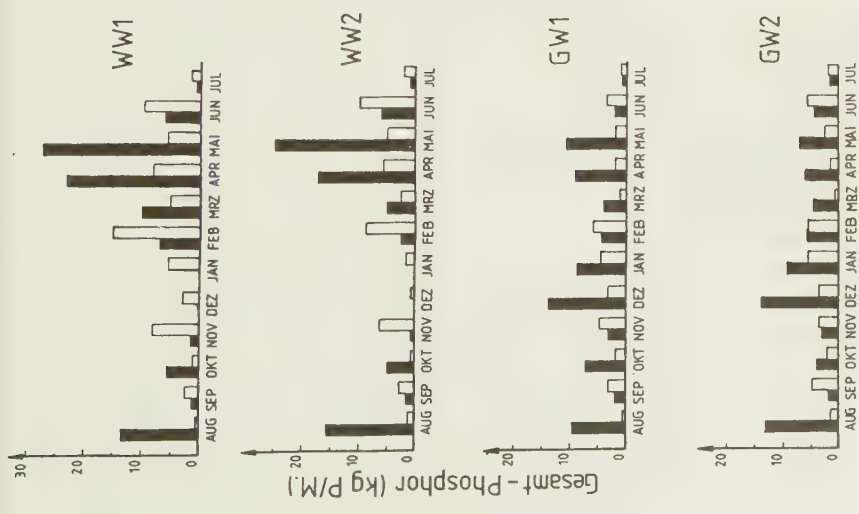


Abb. 24: Monatsfrachten für Gesamtphosphor in den Untersuchungsjahren 1982/83 (schwarz) und 1983/84 (weiss).

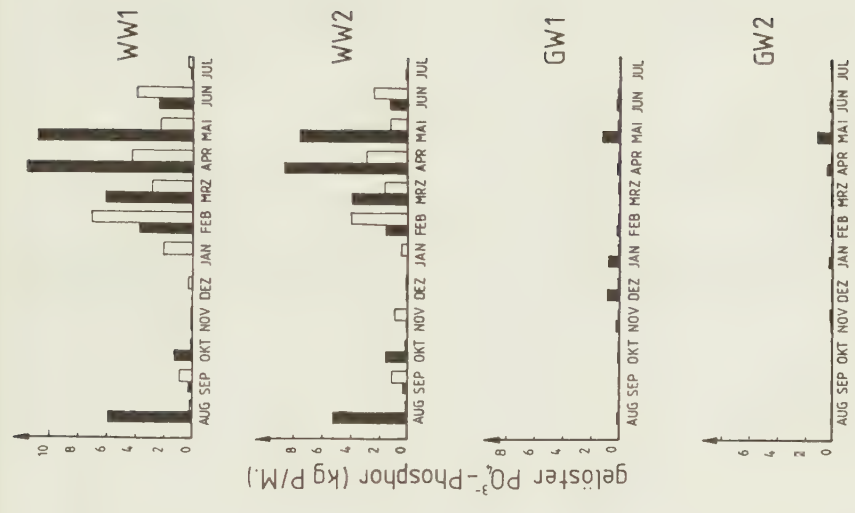


Abb. 25: Monatsfrachten für gelösten PO_4^{3-} Phosphor in den Untersuchungsjahren 1982/83 (schwarz) und 1983/84 (weiss).

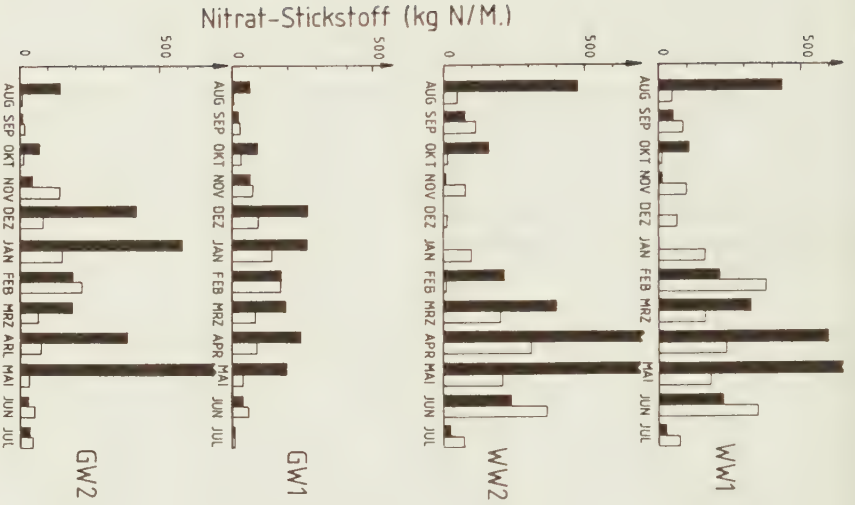


Abb. 26: Monatsfrachten für Nitrat-Stickstoff in den Untersuchungsjahren 1982/83 (schwarz) und 1983/84 (weiss).

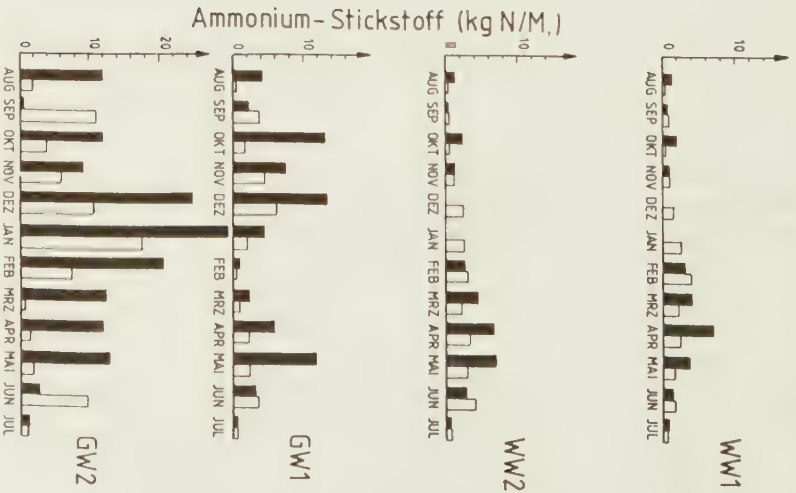


Abb. 27: Monatsfrachten für Ammonium-Ammoniak-Stickstoff in den Untersuchungsjahren 1982/83 (schwarz) und 1983/84 (weiss).

plausibel erscheinen. Dies deshalb, weil nicht nur der monatliche Gesamtabfluss, sondern auch die Grössen der einzelnen Tagesereignisse die Monatsfrachten massgeblich bestimmen: Die Frachten weniger Tage mit mittleren bis hohen Abflussmengen vermögen den Monatswert stark zu beeinflussen.

Die Frachten der Stationen GW1 (= Waldweiher Abfluss und Gattikerweiher Zufluss) sowie GW2 (Gattikerweiher Abfluss) sind nicht nur von den jahresperiodischen Veränderungen der Konzentrationen in den Weihern abhängig, sondern in viel stärkerem Masse von der abfließenden Wassermenge. Bei grossen Abflussmengen werden auch entsprechend viele Nährstoffe aus den Weihern exportiert, so beispielsweise in den Monaten August 1982, April, Mai und Juni 1984.

Abb. 25 zeigt, dass im Abfluss von Wald- (GW1) und Gattikerweiher (GW2) gelöster Phosphat-Phosphor nur in ganz geringen Mengen eingetragen wird. Offensichtlich nimmt das Phytoplankton die eingetragenen Mengen vollständig auf. Lediglich im Mai 1983 erschien noch etwas Phosphat in den Abflüssen, da infolge ergiebiger Niederschläge grosse Phosphat-Mengen in die Weiher eingetragen worden waren.

Stickstoff in Form von Ammonium wird vor allem während des Winters im Ueberlauf des Wald- und des Gattikerweiher festgestellt. Vermutlich ist dies auf die Durchmischung von Tiefen- mit Oberflächenwasser zurückzuführen. Die verglichen mit der Abflussfracht des Waldweiher während des ganzen Jahres erhöhten Ammonium/Ammoniak-Exporte aus dem Gattikerweiher stehen mit der geringeren Weihertiefe im Zusammenhang. An manchen Tagen des Jahres ist nur eine schwache Temperaturschichtung vorhanden, welche es ermöglicht, dass bei jedem grösseren Regenereignis ammoniumhaltige Wassermassen in den Abfluss gelangen.

6.2.3.3. Ein- und Zwei-Jahresfrachten

In Abb. 28 sind die Ein- und Zwei-Jahresfrachten zusammengestellt. Aus statistischen Gründen (ungleichmässige zeitliche Verteilung der Stichproben in den beiden Jahren) konnten 90%-Vertrauensintervalle nur für die Zwei-Jahresfrachten berechnet werden (90%-Vertrauensbereich der mit allen Stichproben aufgrund multipler linearer Regressionen gerechneten Mittelwerte).

Gesamt-Phosphor: Der relative 90%-Vertrauensbereich der Zwei-Jahresfracht beträgt für den Gesamtphosphor an den Probenahmestellen WW1 und WW2 $\pm 16.5\%$ bis $\pm 27.0\%$. Bei den von den Weihern beeinflussten Probenahmestellen GW1 und GW2 ist er mit weniger als $\pm 6.0\%$ sehr viel geringer ausgefallen, was auf stabilere Konzentrationsverhältnisse während der beiden Jahre schliessen lässt (vgl. Abb. 28).

Partikulärer Phosphor: Der relative Vertrauensbereich des partikulären Phosphors ist aus denselben Gründen für die von den Weihern beeinflussten Probenahmestellen mit $\pm 7\%$ der Zwei-Jahresfrachten eng.

Gelöster Phosphat-Phosphor: Der relative Vertrauensbereich der Zwei-Jahresfracht für die gelösten Phosphat-Werte beträgt an den Probenahmestellen WW1 und WW2 rund $\pm 10\%$. Für die anderen Stellen ergeben sich wegen der sehr viel kleineren Frachten im Bereich der Nachweigrenzen grosse Unsicherheiten, welche sich in Vertrauensgrenzen von ± 20 - $\pm 30\%$ der Zwei-Jahresfrachten bemerkbar machen.

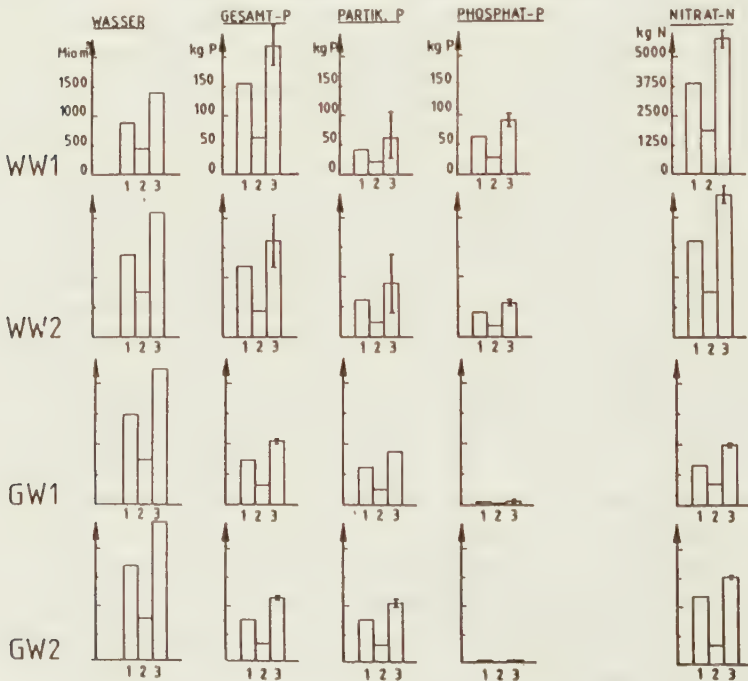


Abb. 28: Ein- und Zwei-Jahresfrachten. Ein-Jahresfrachten: 1=Untersuchungsjahr 1982/83; 2=Untersuchungsjahr 1983/84; Zwei-Jahresfracht: 3=Untersuchungsperiode 1982/84.

Stickstoff: Die berechneten Nitrat-Stickstoff-Frachten liegen alle innerhalb eines Vertrauensbereiches von $\pm 7.5\%$. Weil die anderen Stickstoff-Parameter Nitrit- und Ammonium/Ammoniak-Stickstoff nur während des ersten Untersuchungsjahres erfasst wurden, sind dort die Vertrauensintervalle bedeutend grösser ausgefallen und können deshalb nicht mit jenen von Nitrat verglichen werden.

Aus Abb. 28 geht weiter hervor, dass die Gesamt-Phosphor-Fracht für 1982/83 mehr als doppelt so hoch wie im Folgejahr 1983/84 war. Die Ursache dafür scheint mit den Niederschlagsverhältnissen im Zusammenhang zu stehen (vgl. Kap. 6.2.3.2.).

6.2.3.4. Nährstoffrückhalt durch Wald- und Gattikerweiher

Der Waldweiher hielt den eingetragenen Gesamt-Phosphor ungefähr zur Hälfte zurück, während mehr Phosphor den Gattikerweiher verliess, als beim Zufluss (GW1) gemessen werden konnte (Tab. 8). Da auch im Gattikerweiher Phosphor sedimentiert wurde, muss angenommen werden, dass grosse Mengen des Nährstoffes von den angrenzenden Landwirtschaftsflächen ins Gewässer gelangten.

Sowohl beim Wald- als auch beim Gattikerweiher wurden um rund 1/5 höhere Exporte als Importe an partikulärem Phosphor festgestellt. Im Waldweiher wurden die gelösten Phosphate zu mehr als 90% zurückgehalten. Im Gattikerweiher war der Phosphat-Phosphor-Umsatz weniger hoch; über die beiden Untersuchungsjahre betrug er 52%.

Im Waldweiher wurden rund 50-60% des eingetragenen Nitrat-Stickstoffes nicht mehr in dieser Form exportiert. Bei Nitrit- und Ammonium-Stickstoff ergaben sich bedeutend höhere Exporte als Importe, was für stehende Gewässer mit sauerstoffarmen Tiefenzonen charakteristisch ist.

Wieviel des in Form von Nitrat eingetragenen Stickstoffes die Weiher tatsächlich wieder verliess, wurde nicht ermittelt, da keine Gesamt-Stickstoff-Analysen im Untersuchungsprogramm vorgesehen waren.

Im ersten Untersuchungsjahr übertraf die Nitrat-Stickstoff-Menge im Abfluss des Gattikerweihers diejenige des Zuflusses um 1.3 t. Dies muss auf den Austrag aus teilweise intensiv landwirtschaftlich genutzten Kulturflächen (mehrere Maisäcker in der näheren Umgebung, gedüngte Wiese oberhalb des Gattikerweihers, Viehweide) zurückgeführt

werden. Nimmt man an, der areale Austrag sei gleich gross wie im Landwirtschaftsgebiet WW1, kann dadurch lediglich ein Drittel des Exportüberschusses erklärt werden. Nitrifizierende Bakterien sind möglich, ihre Bedeutung in diesen Gewässern wurde jedoch nicht näher untersucht. N₂-fixierende Blaualgen können hingegen nicht in Betracht gezogen werden, da mikroskopisch kaum je grosse Organismendichten von Blaualgen beobachtet wurden.

Tab. 8: Nährstoffrückhalt durch Wald- und Gattikerweiher in % des Eintrages

Alle Werte in %; $WW: 100 - (((\text{Fracht}_{WW1} + \text{Fracht}_{WW2}) \cdot 0.5)^{-1} \cdot \text{Fracht}_{GW1} \cdot 100)$;
 $GW: 100 - (\text{Fracht}_{GW1} \cdot (\text{Fracht}_{GW2})^{-1} \cdot 100)$. Positive Werte= Nährstoffrückhalt, negative Werte= Nährstoffexport.

Stoff	Weiher	1982/83	1983/84	1982/84
Gesamt-P	WW	47	71	46
	GW	-2	-14	-6
Part. P	WW	-19	-11	-17
	GW	-20	-26	-22
gelöster Phosphat-P	WW	91	90	91
	GW	41	73	52
Nitrat-N	WW	59	56	58
	GW	-80	-2	-54
Nitrit-N	WW	-80	-49	-54
	GW	-204	-114	-170
Ammonium-N	WW	-79	37	-64
	GW	-122	-140	-127

6.2.4. Bedeutung von einzelnen Regenereignissen für die Frachtberechnungen

Mehrfach stellten wir bisher fest, dass bei starken Niederschlägen grosse Mengen an Nährstoffen aus den landwirtschaftlich genutzten Flächen ausgeschwemmt werden. Im folgenden Abschnitt soll der Frage nachgegangen werden, wie sich die transportierten Stofffrachten im Verlaufe eines Regenereignisses verändern. Es ist nämlich zu erwarten, dass eine bestimmte Abflussmenge zu Beginn eines Regenereignisses eine wesentlich grössere Stofffracht mitführt als später. Die Verhältnisse wurden studiert an einem durchschnittlichen Regenereignis (15./16. Juli 1984 mit ca. 30 mm Niederschlag/24 h) und einer Periode mit einer aussergewöhnlich extremen Niederschlagsintensität (10. August 1984 mit über 100 mm Regen/24 h).

6.2.4.1. Zeitlicher Verlauf eines durchschnittlichen Niederschlagsereignisses (15./16. Juli 1984)

Nach Abb. 29 setzte vor dem Mittag des 15. Juli ein intensiver Regen ein, welcher bezüglich seiner Intensität von etwa 8 mm/h zwischen 12 und 14 Uhr annähernd konstant blieb. Als Folge dieses Regens begann innerhalb einer halben Stunde im Krebsbach die Pegelhöhe zu steigen. Der Pegelhöchststand wurde 4 Stunden nach dem Niederschlagsmaximum erreicht. Später reagierte der Bach nochmals unverzüglich auf eine geringe Niederschlagsmenge von 3 mm, welche zwischen 17 und 18 Uhr fiel. Die 2 mm Regen, die zwischen 21 und 22 Uhr gemessen wurden, hatten lediglich einen geringen Einfluss auf die Wasserführung.

Gesamt-Phosphor: Die Gesamt-Phosphor-Fracht (mg P/s) erreichte maximale Werte (WW2: 8 mg P/s) etwa 1 Stunde nach dem Pegelhöchststand. Innerhalb von 12 Stunden fielen von allen untersuchten Grössen die Werte dieses Parameters am schnellsten ab.

Ortho-Phosphat-Phosphor: Ungefähr gleichzeitig wie der Gesamt-Phosphor erreichten die löslichen Phosphate den höchsten Frachtwert. Die Frachtmengen gingen bald wieder zurück, allerdings wurde die 50%-Schwelle des während des Ereignisses erreichten Maximalwertes erst ca. 10 Stunden später unterschritten.

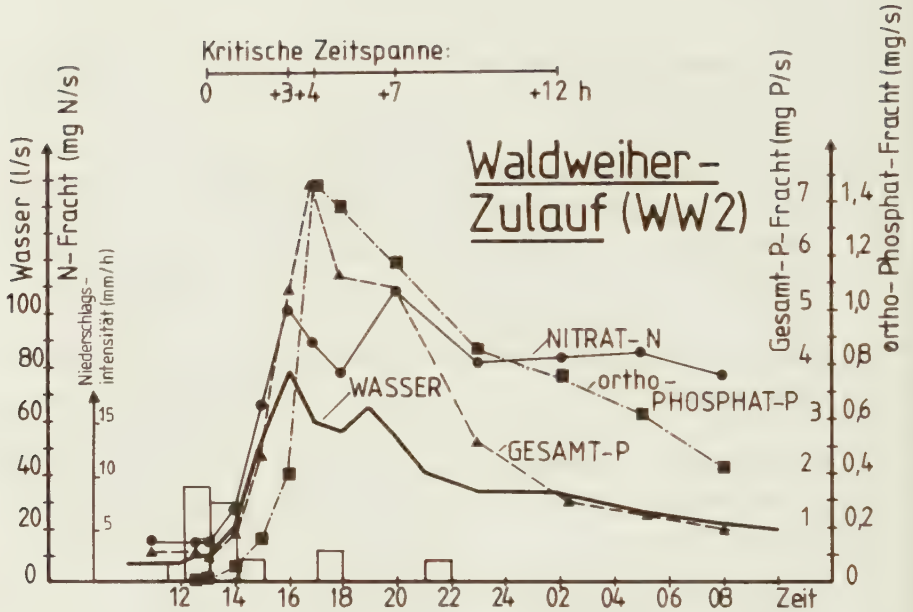


Abb. 29: Zeitlicher Verlauf von Niederschlagsintensität (Säulen), Wasserführung, Gesamt-Phosphor, ortho-Phosphat-Phosphor und Nitrat-Stickstoff während des Niederschlagsereignisses vom 15./16. Juli 1984 für die Stelle Waldweiher Zufluss (WW2).

Nitrat-Stickstoff: Aufgrund der graphischen Auswertung kann vermutet werden, dass der Frachthöchststand von 100 mg N/s zwischen 19 und 21 Uhr erreicht wurde. Auffällig ist die sehr empfindliche Reaktion auf das Wiedereinsetzen der Niederschläge und das trotz zurückgehenden Pegelstandes sehr langsame Absinken der Frachtmengen.

6.3.4.2. Zeitlicher Verlauf eines aussergewöhnlichen Niederschlagsereignisses (10./11. August 1984)

In Abb. 30, oben, kommt im flachen Verlauf der Abflusskurve an der Stelle WW1 die wasserbegrenzende Wirkung des Wehres im Schlegeltobel deutlich zum Ausdruck. Während der kurzen Zeit des Maximalabflusses wurden während weniger Minuten fast 300 l/s, anschliessend während mehrerer Stunden um 200 l/s Richtung Waldweiher durchgelassen. Bei der Station WW2 (Abb. 31, unten) wurde zur gleichen Zeit ein Spitzenab-

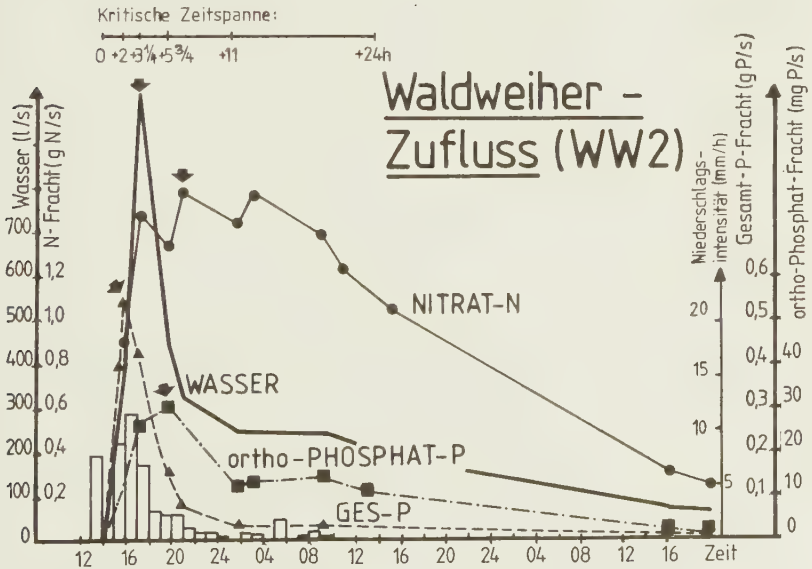
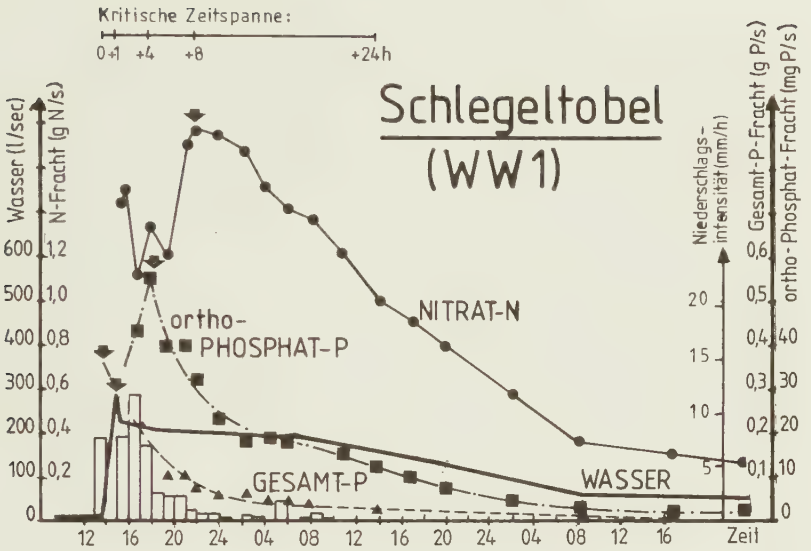


Abb. 30: Zeitlicher Verlauf von Niederschlagsintensität, Wasserführung, Gesamt- P, ortho-Phosphat-P und Nitrat-N während des Hochwassers vom 10.-12. August 1984 für die Stellen Schlegeltobel (WW1) und Waldweiher Zufluss (WW2). Die Pfeile weisen auf die Maxima hin.

flusswert von rund 1000 l/s registriert, später sanken die Abflussmengen auf unter 300 l/s. Erst nach etwa 24 Stunden wurde die Marke für 200 l/s unterschritten.

Gesamt-Phosphor: Bei der Probenahmestelle WW1 wie bei der Probenahmestelle WW2 wurde die höchste Gesamt-Phosphor-Fracht (WW1: mehr als 0.4 g P/s; WW2: ca. 0.5 g P/s) vor dem Erreichen des Pegelmaximums gemessen. Innerhalb von 24 Stunden sanken die Frachtmengen für WW1 und WW2 auf ca. 0.02 g P/s.

Ortho-Phosphat-Phosphor: Die höchsten Frachtmengen wurden bei beiden Stationen nach den Maxima für Abfluss und Gesamt-Phosphor erreicht, nämlich bei WW1 etwa 4 Stunden (55 mg P/s), bei WW2 etwa 4½ Stunden (55 mg P/s) nach Beginn des Pegelanstiegs.

Nitrat-Stickstoff: Verglichen mit den übrigen Nährstofffrachten registrierten wir die Spitzenwerte zeitlich verzögert (WW1 nach etwa 8 Stunden: ca. 1.8 g N/s; WW2 nach etwa 6-10 Stunden: 1.6 g N/s). Während mehr als 24 Stunden wurde die 50%-Schwelle des während des Ereignisses erreichten Maximalwertes nicht mehr unterschritten.

6.2.4.3. Diskussion der beiden Einzelereignisse

Sowohl in der Grössenordnung als auch im zeitlichen Verlauf der Nährstofffrachten sind die beiden Stationen WW1 und WW2 weitgehend ähnlich. Dies gilt sowohl für extrem hohe wie für durchschnittliche Abflussereignisse.

In der ersten Phase eines Regenereignisses, für welche eine schnell steigende Abflussmenge und damit eine zunehmende Strömungsgeschwindigkeit des Wassers charakteristisch sind, kann der hohe Anteil des partikulären Phosphors beziehungsweise auch des Gesamt-Phosphors wohl damit erklärt werden, dass die Oberflächenabschwemmung des Bodens vorherrscht. Von der Bodenmatrix adsorbierte, jedoch wasserlösliche Stoffe wie die untersuchten ortho-Phosphate und die Nitrate sind zu diesem Zeitpunkt erst im Begriffe sich zu mobilisieren. Ihr Beitrag an die Nährstofffracht des abfliessenden Wassers ist jedoch noch gering. In einer zweiten Phase wird der Anteil wasserlöslicher Stoffe wichtig. Nach mehrstündiger Einwirkung des Sickerwassers werden sie aus dem Boden freigesetzt und rasch durch Drainageleitungen und Bach abtrans-

portiert.

Trotz höherer Abflussmengen bei WW2 konnte keine wesentlich höhere Fracht als bei WW1 festgestellt werden. Bei Regenereignissen war der Nährstoffaustrag aus dem bewaldeten Einzugsgebiet gering und mit der benutzten Instrumentierung kaum messbar. Fast alle Phosphate und Nitrate stammten also aus den landwirtschaftlich genutzten Kulturböden.

Als **kritische Zeitspanne** soll diejenige Periode definiert werden, in welcher die grössten Frachtmengen zum Waldweiher transportiert werden: Sie beginnt mit dem Pegelanstieg und dauert bis zum Unterschreiten der 50%-Marke des erreichten maximalen Frachtwertes. Aus den beiden untersuchten Einzelereignissen kann abgeleitet werden, dass die kritische Zeitspanne für die Phosphorkomponenten mit dem Einsetzen von Niederschlägen über 4-6 mm/h beginnt und rund 8-10 Stunden nach Erreichen des Niederschlagsmaximums endet, wenn nach diesem Zeitpunkt kein ergiebiger Regen mehr fällt (über 2 mm/h).

Für die Nitrat-Stickstoff-Frachten dauert es vermutlich in den meisten Fällen mehr als einen Tag bis die 50%-Schwelle des während des Ereignisses erreichten Maximalwertes wieder unterschritten wird.

6.2.5. Areale Nährstoffausträge aus dem Landwirtschaftsgebiet Murimoos/ Moorschwand

GAECHTER und FURRER (1972) berechneten aufgrund des Datenmaterials für zahlreiche Bäche des Schweizerischen Mittellandes, dass im flachen Landwirtschaftsgebiet durchschnittlich 0.35 kg P/ha·a ausgeschwemmt werden, Waldgebiete hingegen keine oder nur sehr bescheidene Phosphor-Verluste bis 0.1 kg P/ha·a erfahren. BERNHARDT (1978) schätzt die Phosphor-Verluste aus anthropogen unbelasteten Gebieten mit 0.01-0.1 kg P/ha·a, bei extensiver Bewirtschaftungsweise mit 0.1-0.3 kg/ha·a und bei landwirtschaftlich genutzten Gebieten mit 0.3-1.0 kg P/ha·a. RUEGG (1980) nennt für die mit natürlicher Vegetation bedeckten Gebiete Auswaschverluste zwischen 0.01-0.36 kg P/ha·a und für intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen solche zwischen 1.0-1.7 kg P/ha·a. Unter erosiven Bedingungen müssen Verluste grösser als 5 kg/ha·a erwartet werden. SEILER (1983) rechnet beim Einfluss von Bodenerosion

mit 0.8-1.1 kg P/ha·a. Das BAYERISCHE LANDESAMT FUER WASSERWIRTSCHAFT (1984) beziffert die Phosphor-Austräge aus Waldflächen mit 0.1-0.14 kg P/ha·a, für Ackergrünland mit 0.74-1.17 kg P/ha·a und für offenes Ackerland mit 0.64-1.34 kg P/ha·a.

Die gleichen Autoren nennen die folgenden Stickstoff-Verluste: GAECHTER und FURRER (1972), Schweizerisches Mittelland 9-21 kg N/ha·a; RUEGG (1980), Gebiete mit natürlicher Vegetation 3 kg N/ha·a, Wiesen und Weiden 3-13 kg/ha·a, intensiv landwirtschaftlich genutzte Flächen 18-60 kg N/ha·a; SEILER (1983), Landwirtschaftsland 28-65 kg N/ha·a; BAYERISCHES LANDESAMT FUER WASSERWIRTSCHAFT (1984), Wald 4-7 kg N/ha·a, Ackergrünland 26-35 kg N/ha·a, Ackerland 34-46 kg N/ha·a.

Nach Tab. 9 liegen die arealen Nährstoffverluste für Phosphor im ersten Untersuchungsjahr bei 1.93 kg P/ha·a, ein Betrag, welcher charakteristisch ist für landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen

Tab. 9: Jährliche, flächenbezogene Phosphor-und Stickstoff-Exporte aus dem landwirtschaftlich genutzten Teil des Waldweiher-Einzugsgebietes für das erste (1982/83) und das zweite Untersuchungsjahr (1983/84).

Unter- suchungs- jahr	Export (kg / ha Jahr) aus Landwirtschaftsgebiet (81.7 ha)						
	Ges-P	Part. P	$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	$\text{NO}_3^-\text{-N}$	$\text{NO}_2^-\text{-N}$	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	Anorg. N
1. Jahr	1.93	0.53	0.77	47.57	0.10	0.42	48.09
2. Jahr	0.78	0.25	0.33	22.76	0.06	0.23	23.05
Mittel							
beider J.	1.36	0.39	0.55	35.16	0.08	0.32	35.56

mit beginnenden, starken Erosionserscheinungen. Im zweiten Untersuchungsjahr ergab sich mit 0.78 kg P/ha·a ein durchschnittlicher Wert für landwirtschaftlich intensiv bewirtschaftete Flächen. Die Stickstoff- Austräge von 48 kg N/ha·a (1982/83) und 23 kg N/ha·a (1983/84) lagen beide im Bereich typischer Werte für gemischte Flächen von Grün- und Ackerland.

6.2.6. Nährstoffeintrag durch Laub

Von der Uferlinie des Waldweiher (Gesamtlänge: 980 m) sind 840 m mit Waldbäumen bestockt (Schwarzerle 28%, Rotbuche 23%, Stieleiche 13%, Esche 9%, sonstige Laubbäume 11%, Fichte 16%). Alljährlich gelangt eine beträchtliche Menge organischen Materials in Form von Fallaub, Nadeln, Pollen, Früchten oder Holz in das Gewässer. BAUMANN (1985) untersuchte während des Winters 1983/84 im Waldweiher, inwieweit die aus dem Laub freigesetzten Nährstoffmengen das Wasser belasten. Dazu verwendete er vier zylinderförmige In-situ-Versuchseinheiten (Limnocorrals von 1.0 m Durchmesser und 4.0 m Länge), von denen drei mit je 1 kg Buchenlaub beschickt wurden und eine als Kontrolle ohne Laubzusatz diente.

Der Phosphor-Verlust der Laubblätter war in den ersten 6 Tagen am grössten, nämlich rund 50% des Anfangsgehalts. Danach wurden nur noch langsam Phosphate ins Wasser freigesetzt.

Der als Phosphat-Phosphor freigesetzte Laub-Phosphor sedimentierte ausserordentlich rasch. Die Aufnahme von Phosphat durch Bakterien und deren anschliessendes Absinken konnte in den ersten zwei Wochen verfolgt werden; die zusätzliche Bildung und Sedimentation von kalkgebundenem Phosphor wurde vermutet. In den Laubzylindern führten weder die anfänglich schnell freigesetzten Phosphate noch deren spätere Rücklösung aus dem Sediment zu einem höheren Chlorophyll-Gehalt als im Weiher oder im Kontrollzylinder. Es wurde deshalb angenommen, dass im Winter nicht ein allfälliger Mangel an Nährstoffen, sondern das Licht der produktionsbegrenzende Faktor sei. Obwohl die Sedimentationsrate während des Versuchs hoch war, das Laub also schnell von neuem Sediment überdeckt wurde, ist im Weiher zumindest in Ufernähe (wo die meisten Blätter absinken) mit einem ständigen Aufwühlen des Grundes durch Bodenbewohner (z.B. Krebse) zu rechnen. Bei günstigen Lichtbedingungen und gleichzeitigem Phosphor-Mangel im Sommer könnte das sedimentierte organische Material zu einer wichtigen und ständigen Phosphor-Quelle werden und damit zur Erhöhung der Produktivität des Gewässers beitragen. Insgesamt ist die Bedeutung des jährlichen Eintrages von wenigen Kilogramm (geschätzt 3-4 kg) Laub-Phosphor für den Waldweiher aber gering im Vergleich zu den Phosphor-Jahreseinträgen, welche je nach Zuflusswassermenge etwa 5-bis 20-fach höher liegen.

7. AUSWIRKUNGEN VERMINDERTER NAEHR- STOFFZUFUHR UND ERHOEHETER NAEHR- STOFFEXPORTE AUF WALDWEIHER- UND GATTIKERWEIHER

Aus den in Kap. 6 dargelegten Ausführungen kann gefolgert werden, dass eine wesentliche Verminderung der Produktivität am ehesten erreicht wird, wenn es gelingt, die externen Nährstoffeinträge aus dem landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet zu verkleinern. Im Waldweiher dürfte die trophische Situation ausserdem durch eine Erhöhung des Nährstoffexportes verbessert werden (Verminderung der internen Düngung).

7.1. Mögliche Ansätze

7.1.1. Frachtreduktion im Krebsbach durch Begrenzung der Tageswassermenge bei der Bachverzweigung im Schlegeltobel (WW1)

Abb. 31, links, zeigt, dass wir bei der Messstation WW1 an einzelnen Tagen bis $14'000 \text{ m}^3$ Wasser gemessen haben. Aus den Modellrechnungen (Abb. 20-23) und den Untersuchungen der Hochwasserereignisse wissen wir, dass bei grosser Wasserführung des Krebsbaches auch besonders viel Nährstoffe in die Weiher eingetragen werden. In diesem Kapitel soll geprüft werden, wie durch Beschränkung der Wasserführung im Schlegeltobel die den Weihern zugeführten Tagesfrachten der Nährstoffe reduziert werden kann. Die Resultate dienen als Grundlagen für die Berechnung der Jahresfrachten mit Hilfe der Gleichungen 1 und 2 (Kap. 3).

Es wurden folgende Jahresfrachten berechnet (nach Bestimmungen der Abflussmengen im Schlegeltobel, WW1):

- a) Für die in Abb. 31, links, dargestellte Verteilung der Tagesabflussmengen (keine Reduktion der Wasserführung; maximale Wasserführung: $14'000 \text{ m}^3/\text{Tag}$);

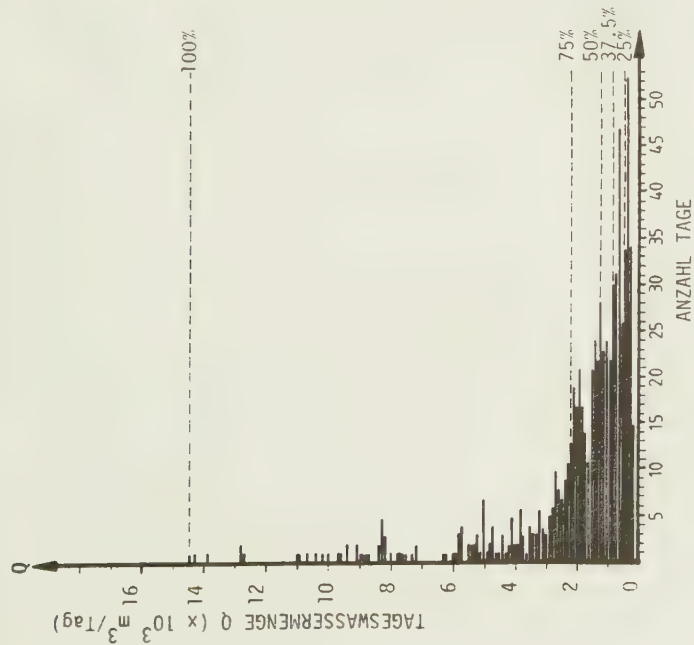
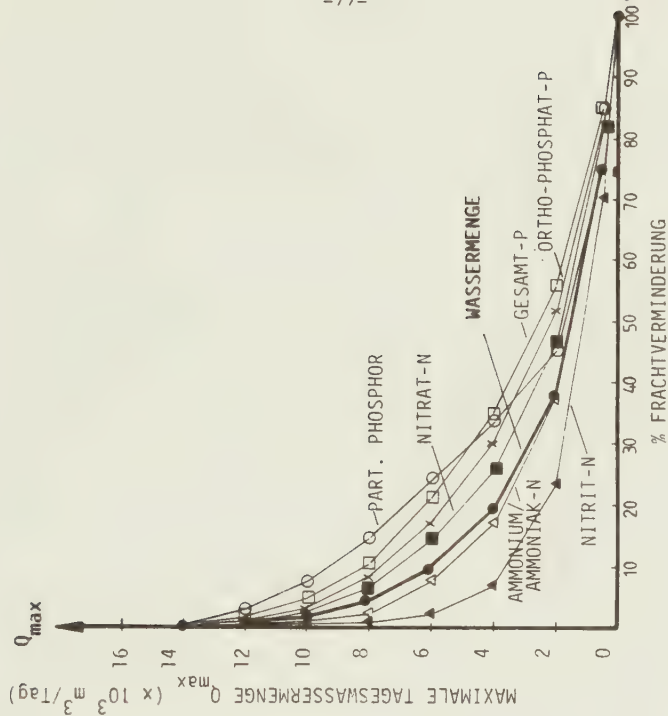


Abb. 31: Häufigkeitsverteilung der Tagesabflussmengen Q (Stelle WW1) der Untersuchungsjahre 1982-84 und mögliche Frachtreduktionen durch deren Begrenzung bei der Bachverzweigung im Schlegelobel. Links: Häufigkeitsverteilung von 731 Tageswassermengen. Rechts: Frachtverminderungsdiagramm. Weitere Erklärungen im Text.



b) Für Situationen mit maximalen Tagesabflussmengen von 12'000, 10'000, 8000, 6000, 4000, 2000, 1500, 1000, 500, und 0 m³/Tag. Die letzte Situation entspricht der Annahme, dass nur Wasser aus dem bewaldeten Teil des Einzugsgebietes in den Waldweiher fließt.

Aus der Häufigkeitsverteilung (Abb. 31, links) ist beispielsweise ersichtlich, dass an 75% aller Tage kleinere Tageswassermengen als 2200 m³/Tag aufgezeichnet wurden. Die Begrenzung der Tageswassermenge im Schlegeltobel auf 2200 m³/Tag während der beiden Untersuchungsjahre hätte eine Reduktion der zufließenden Wassermenge um etwa 35% zur Folge gehabt. Die Phosphor-Frachten wären jedoch um ca. 50%, die Nitrat-Stickstoff-Frachten um 45% und die quantitativ weniger wichtigen Grössen Nitrit- und Ammonium/Ammoniak-Stickstoff um 21% bzw. um 35% erniedrigt worden.

In Abb. 32 sind die Auswirkungen der Begrenzung der Tageswassermengen (maximal 2000 m³/Tag und maximal 500 m³/Tag) auf die Monatsfrachten dargestellt. Erstere Zahl entspricht etwa dem mittleren Tagesabfluss der beiden Untersuchungsjahre, letztere einem Trockenwetterabfluss im Sommer. Im Vergleich zu den gemessenen Frachtkurven (links) zeigt sich bei den hypothetischen Kurven die verminderte Frachtführung (rechts) durch die Reduktion der Spitzenwerte und eine ausgeglichene Jahreskurve.

7.1.2. Verbesselter Nährstoffexport aus dem Waldweiher

Durch den bestehenden Ueberlauf verliess meist nährstoffarmes Oberflächenwasser den Waldweiher. Die maximale Phosphor- und Stickstoffkonzentration war bei vielen Probenahmen erst in 2-3 m Tiefe erreicht (s. Tabellen im Anhang). Es sollte deshalb geprüft werden, welchen Beitrag zur Verbesserung der Nährstoffbilanzen eine Abflussvorrichtung leisten könnte, welche das Wasser mit den höchsten Nährstoff-Konzentrationen abfliessen liesse. Gedacht wurde nicht an eine einfache Tiefenwasserableitung, welche von der tiefsten und kältesten Zone des Gewässers sauerstoffarmes Wasser mit vielen reduzierten Verbindungen absaugt, sondern vielmehr sollte planktonreiches Wasser mit maximalen Gesamt-Phosphor- und Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen abgeleitet wer-

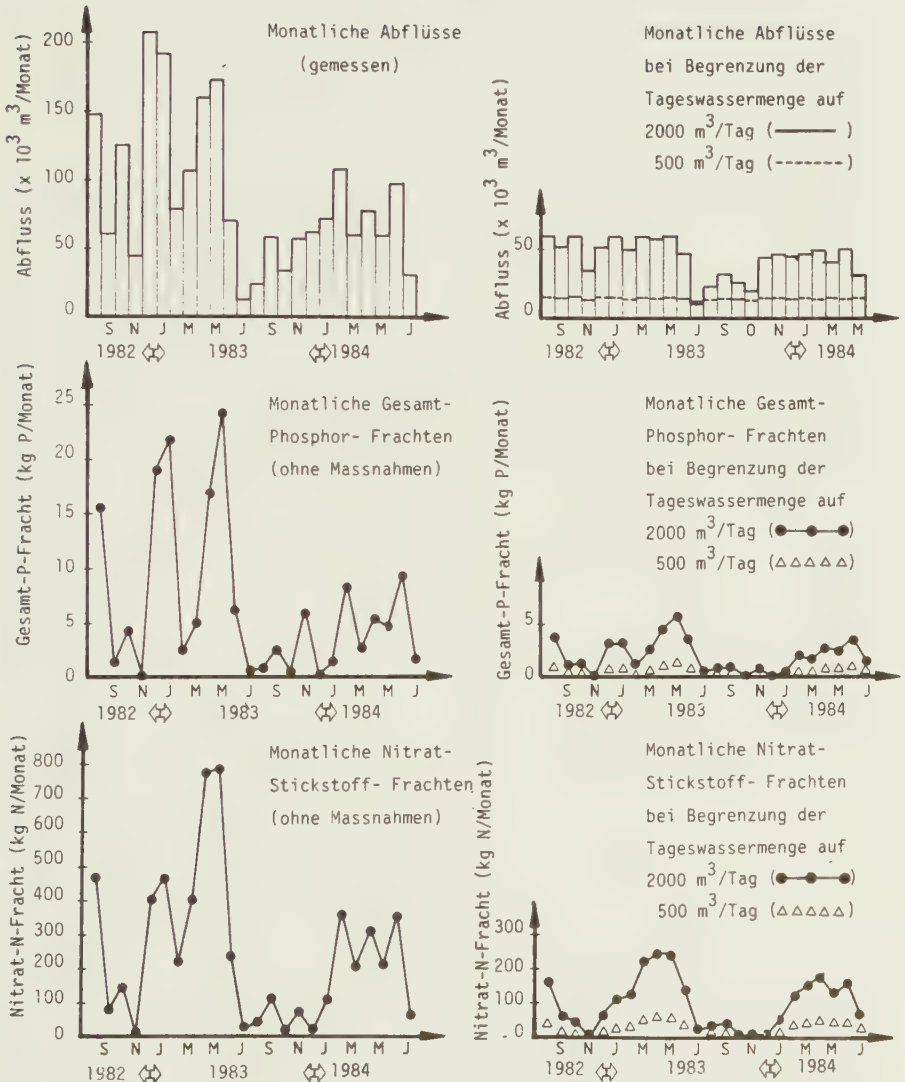


Abb. 32: Wasserabfluss und monatliche Nährstofffrachten bei der Probenahmestelle Zufluss Waldweiher (WW2) ohne (links) und mit (rechts) Begrenzung der Tageswassermenge Q auf maximal $2000 \text{ m}^3/\text{Tag}$ bzw. $500 \text{ m}^3/\text{Tag}$ im Schlegeltobel.

den. Besonders vorteilhaft wäre bei dieser Massnahme die geringe Störung der sommerlichen Temperaturschichtung.

Tab. 10 zeigt, dass während der beiden Untersuchungsjahre mittels einer verbesserten Abflussvorrichtung die Phosphorexporte aus dem Waldweiher um 33% erhöht worden wären.

Tab. 10: Phosphor-Exporte aus dem Waldweiher durch Oberflächenabfluss und berechnete Exporte bei optimierter Entnahmetiefe für die Untersuchungsjahre 1982/83 und 1983/84 sowie im Mittel beider Jahre.

Jahr	Oberflächenabfluss	Abfluss bei verbesserter Entnahmetiefe	Mehrexport
	kg P/a	kg P/a	%
1982/83	63- 71	89	33
1983/84	34- 37	48	37
1982/84	97-108	137	33

7.1.3. Kombinierte Wirkungen von Frachtreduktion und verbessertem Phosphor-Export

In Abb. 33 sind die monatlichen Nettobilanzen unter Berücksichtigung eines verbesserten Phosphor-Exportes aufgezeichnet. Die acht Kleindiagramme zeigen die hypothetischen monatlichen Belastungen des Waldweihers während der beiden Untersuchungsjahre bei zunehmender Begrenzung der Tageswassermengen. Alle positiven monatlichen Nettobilanzen werden durch stehende, die negativen durch hängende Säulen dargestellt.

Die Abbildungen zeigen, dass die Massnahmen geringe Auswirkungen auf die Sommermonate Juni bis Oktober, jedoch grosse auf die Wintermonate Dezember bis Mai gehabt hätten. Mit zunehmender Reduktion der Tageswassermenge wären die Nettobilanzen der Wintermonate weniger positiv und schliesslich negativ geworden. Langfristig fände mit

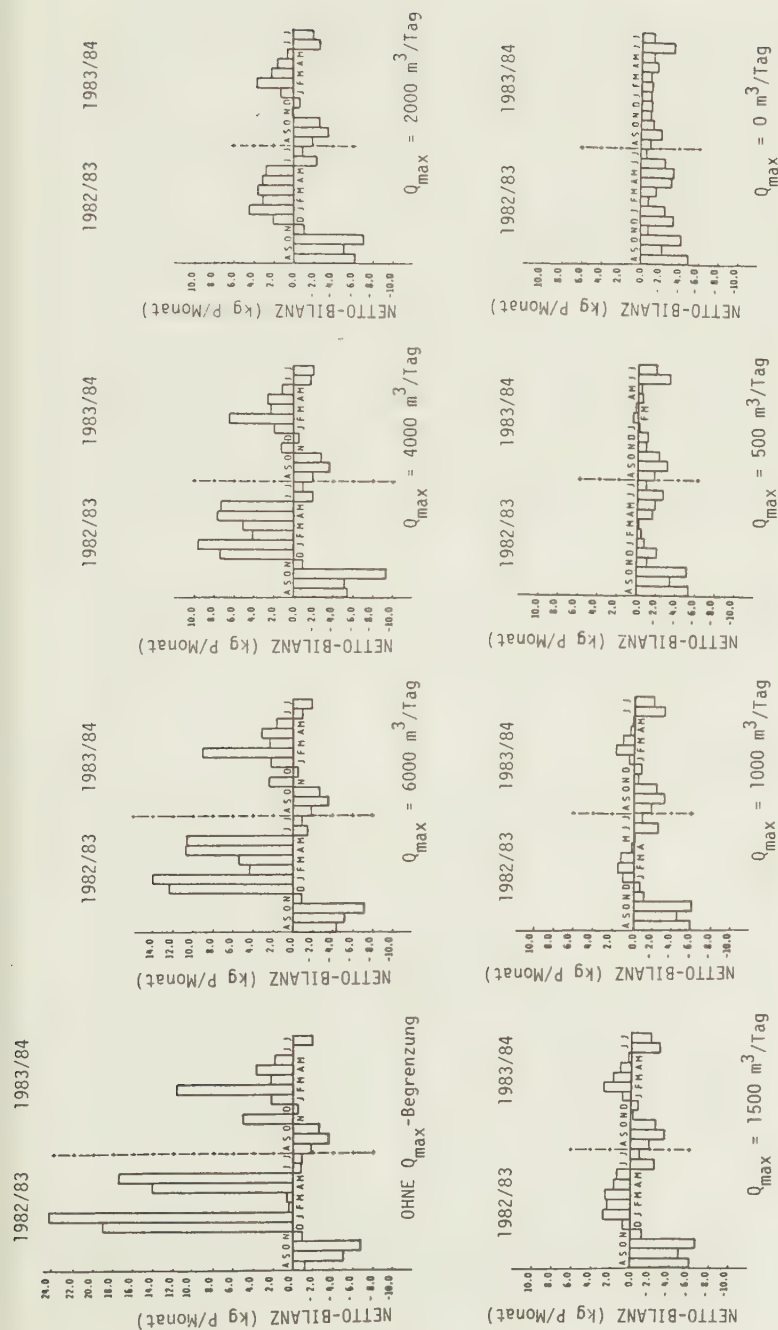


Abb. 33: Für den Waldweier berechnete Nettobilanzen des Gesamt-Phosphors bei verschiedenen Grenzwerten der Tageswassermengen $Q_{\max}$ an der Bachverzweigung im Schlegeltobel (WW1). Berechnungsgrundlagen: Untersuchungs-jahre 1982-84. Nettobilanz = Import (durch den Krebsbach) - Export (Ableitung aus der Wasserschicht mit der höchsten Gesamt-Phosphor-Konzentration).

diesen Massnahmen also eine Nährstoffverarmung oder Oligotrophierung des Waldweiher statt.

7.2. Sanierungsmassnahmen

7.2.1. Limnologisches Sanierungsziel

Gemäss den in der Problemstellung dieser Arbeit (Kap. 2) formulierten Zielen sollen die Zufuhr von Algen Nährstoffen vermindert und ausgeglichene oder besser negative Nährstoff-Nettobilanzen für Wald- und Gattikerweiher angestrebt werden. Die erwartete geringere Primärproduktion hätte weniger extreme pH-Wert- und Sauerstoffwerte im Oberflächen- und Tiefenwasser sowie eine grössere Sichttiefe zur Folge. Unter diesen Voraussetzungen könnte sich eine vielfältigere Pflanzen- und Tierwelt entwickeln und erhalten.

Zusammenfassend sollen im folgenden die in Kap. 7.1. modellartig geprüften Massnahmen in bezug auf ihre konkrete Durchführung vorgestellt und erläutert werden.

7.2.2. Vorgeschlagene Massnahmen

7.2.2.1. Externe Massnahme: Reduktion der Nährstoffzufuhr zum Waldweiher

Wird die Tageswassermenge mit einem regulierbaren Wehr im Schlegeltobel vor WW1 auf $2000 \text{ m}^3/\text{Tag}$ begrenzt, entspräche dies etwa der für den Zeitraum 1982-84 berechneten mittleren Tageswassermenge von 1908 m^3/Tag . Während der Untersuchungszeit wären einerseits alle wichtigen Hochwasserspitzen gebrochen, andererseits wäre aber an 71% aller Beobachtungstage sämtliches Wasser aus dem Landwirtschaftsgebiet zum Krebsbach geleitet worden.

In den niederschlagsreichen und bezüglich der Nährstoffausschwemmung kritischen Monaten könnte bei der Bachverzweigung im Schlegeltobel viel erreicht werden mit einer hydromechanischen Dosierung des dem Waldweiher zufließenden Wassers. Zu Beginn und während eines

Regenereignisses müsste eine von einem Schwimmer gelenkte Klappe in Abhängigkeit des Pegelstandes die nährstoffreiche Fracht stark drosseln, sobald und solange ein Abfluss von mehr als 22 l/s (= mittlerer Abfluss 1982/84 bei WW1) gemessen würde.

Grundsätzlich sollte man diese Massnahme noch weiter verschärfen und in den feuchten, abflussreichen Monaten von Januar bis Mai/Juni möglichst kein Wasser aus dem Landwirtschaftsgebiet zum Waldweiher leiten. Damit führte aber das rund 400 m lange Verbindungsbachstück zwischen der Station WW1 (Schlegeltobel) und dem Riedgebiet "Chli Stumpehölzlimoos" sehr wenig oder kein Wasser. Da das Bachbett in diesem Abschnitt sehr gleichmässig und flach verläuft und deshalb für fischereiliche Ansprüche ungeeignet ist, könnte mit einfachen Zusatzmassnahmen (niedrige Holzschwellen, hinter denen sich Kolke ausbilden) die Struktur des Baches fischereibiologisch verbessert werden.

7.2.2.2. Interne Massnahmen

7.2.2.2.1. Verbesserung des Phosphor-Exportes aus dem Waldweiher

Als Unterstützung der externen Massnahmen scheint eine Vorrichtung zur Entnahme von Wasser aus der Schicht mit der grössten Gesamt-Phosphor-Konzentration vor allem in niederschlagsreichen Jahren erfolgversprechend: Wenn die Fracht in den Waldweiher klein ist, kann ein optimaler Nährstoffexport eine negative Bilanz zur Folge haben. Dadurch verarmt das Gewässer an Phosphor, die interne Düngung nimmt ab und es kommt zu einer Verminderung des Phytoplanktonwachstums.

Der Gattikerweiher erhält als Folge des beim Waldweiher verbesserten Phosphor-Exportes eine höhere Gesamt-Phosphor-Fracht. In Anbetracht der kurzen mittleren Wasseraufenthaltszeit von etwa 10 Tagen darf dieser Nachteil vorübergehend in Kauf genommen werden.

7.2.2.2.2. Verminderung der Phosphor-Rücklösung aus dem Sediment

Die im Waldweiher vorhandenen Nährstoffdepots konnten quantitativ nicht erfasst werden. Da die Entfernung der Sedimente oder deren

künstliche Oxidation (Tiefenwasserbelüftung, Behandlung mit Nitraten) aus verschiedenen Gründen (s. auch Kap. 1.2 und 2.1.) als interne Massnahmen nicht zur Diskussion standen, wurden diese nicht in unsere Betrachtungen miteinbezogen. Falls jedoch die besprochenen und vorgeschlagenen Massnahmen positive Wirkungen zeigen (Reduktion des Phytoplanktonwachstums, erhöhte Sauerstoffgehalte im Tiefenwasser), dürfte sich auch die Menge des aus dem Sediment rückgelösten Phosphors deutlich vermindern.

7.3. Ueberprüfung der vorgeschlagenen externen Massnahmen im Experiment

7.3.1. Hypothesen

Basierend auf die in den Kap. 6 und 7 bisher dargestellten Ausführungen sollten folgende Hypothesen im Experiment geprüft werden:

- 1) Die Nährstoffmengen, die in den Waldweiher eingetragen werden, stammen beinahe ausschliesslich aus dem landwirtschaftlichen Teil des Einzugsgebietes 1.
- 2) Das bewaldete Einzugsgebiet garantiert während des ganzen Jahres im Krebsbach eine minimale Wasserführung.
- 3) Die kurze mittlere Wasseraufenthaltszeit ermöglicht eine Reaktion des Waldweihers auf externe Massnahmen innert Jahresfrist.

Es wurden folgende Massnahmen durchgeführt:

Massnahme A:

Teilweise oder vollständige Ableitung des aus den landwirtschaftlichen Gebieten stammenden Wassers von März bis Mai 1985. Vollständige Ableitungen wurden insbesondere an regenreichen Tagen vorgenommen. Regelmässig wurde die kritische Fliessstrecke des Krebsbaches

unterhalb der Station WW1 abgeschritten, um allenfalls durch das Trockenlegen gefährdete Forellen in tiefere Bachzonen zu versetzen.

Massnahme B:

Nach Mitte Mai wurde eine konstante Restwassermenge von etwa 5 l/s (alter Rohrdurchlass) Richtung Waldweiher geleitet. Bei Trockenwetter floss unter diesen Umständen alles aus der Landwirtschaftszone anfallende Wasser Richtung Waldweiher.

Massnahme C:

Oeffnung der bestehenden Tiefenwasserableitung des Waldweihers in zuflussreichen Regenperioden.

7.3.2. Ergebnisse der Versuche

7.3.2.1. Beobachtungen zur Wasserführung bei Massnahme A

Bei der vollständigen Ableitung des oberen Krebsbaches zur Sihl fiel der Bachabschnitt von der Station WW1 bis zu den einmündenden Entwässerungsgräben des "Chli Stumpehölzlimoos" (ca. 400 m) trocken; d.h. die Wasserführung des restlichen Krebsbach-Abschnittes bis zum Waldweiher wird wesentlich durch die Riedgebiete "Chli Stumpehölzlimoos", "Gross Stumpehölzlimoos", "Langmoos" und "Säumoos" (Abb. 2) beeinflusst. Diese extensiv genutzten Streuwiesen liefern einen grossen Teil des zum Waldweiher fliessenden nährstoffarmen Wassers. So konnte denn auch auf jedem Kontrollgang zwischen "Chli Stumpehölzlimoos" und Waldweiher eine ausgeglichene und für die vorhandenen Bachforellen ausreichende Wassermenge festgestellt werden.

7.3.2.2. Veränderung der physikalisch-chemischen Verhältnisse im Waldweiher nach Ableitung des nährstoffreichen Wassers bei der Station WW1 im Sommer 1985 (Massnahmen A, B und C)

Zwischen Juni und August 1985 wurden im Waldweiher am 25. Juni, am 16. Juli, am 5. und 28. August folgende Parameter bestimmt: Temperatur,

pH-Werte, Sauerstoff, Gesamt-Phosphor, partikulärer Phosphor, gelöster Phosphat-Phosphor, Nitrat-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff, Ammonium/Ammoniak-Stickstoff und Sichttiefe.

Die Untersuchungsperiode war so festgelegt worden, damit die sommerliche Stagnationsphase vollständig erfasst werden konnte. Alle Analysendaten sind im Anhang zusammengestellt. Im folgenden sollen die einzelnen Parameter gesondert besprochen und mit den Verhältnissen von 1982 verglichen werden.

Temperaturen: Die Temperaturmessungen wurden alle am Nachmittag von Schönwettertagen durchgeführt. Am 28. August wurde zwar auch bei sonnigem Wetter, jedoch nach einer dreitägigen, kühlen Schlechtwetterphase gemessen.

An den heißen Sommertagen des Jahres 1985 stiegen die Oberflächentemperaturen nie über 24 °C, während im Jahr 1982 häufig Temperaturen von 25-27 °C festgestellt werden konnten. In der weniger witterungsabhängigen Tiefe von 3.0-5.5 m wurde 1985 mit 16.7 ± 2.3 °C ein signifikant höherer Mittelwert (Juni-August) als zur gleichen Zeit des Vergleichsjahres 1982 mit 13.7 ± 1.7 °C beobachtet.

pH-Werte: Während der ganzen Beobachtungsperiode 1985 wurden an der Oberfläche nie pH-Werte höher als 8.2-8.3 gemessen. Noch 1982 konnten dagegen wiederholt pH-Werte zwischen 8.5-8.8 beobachtet werden. Im Juni und Juli sowie noch bei der Messung zu Beginn des Monats August 1985 wurden in 2.0 und 3.0 m Tiefe ähnliche Werte wie 1982 gemessen. Im Tiefenwasser stellte sich ein pH-Wert von wenig über 7.0 ein.

Am 28. August 1985 lag der pH-Wert des Oberflächenwassers nur bei 8.0 Einheiten, eine Folge der bereits zu diesem Zeitpunkt eingetretenen Teilzirkulation.

Sauerstoffwerte: Im Vergleich zum Sommer 1982 wurden im Waldweiher keine vergleichbar hohen relativen Sauerstoffübersättigungen mehr verzeichnet (23.6.82 an der Oberfläche: 16.2 mg O₂/l bzw. 183% rel. S.; 14.7.82 in 1.0 m Tiefe: 19.7 mg O₂/l bzw. 243% rel. S.; 10.8.82 an der Oberfläche: 14.3 mg O₂/l bzw. 160% rel. S.). Im Extremfall konnten am 16.7.85 an der Wasseroberfläche 10.7 mg O₂/l (132 % rel. S.) und 12.5 mg O₂/l (151% rel. S.) in 2.0 m Tiefe gemessen werden.

Das Sauerstoffprofil vom 28. August (Abb. 34) zeigt den Einfluss der

kurz zuvor stattgefundenen Teilzirkulation: geringe Sauerstoffwerte von 8.6-8.9 mg O₂/l in der obersten Wasserschicht und gesamthaft günstigere Sauerstoffwerte bis in 4.5 m Tiefe.

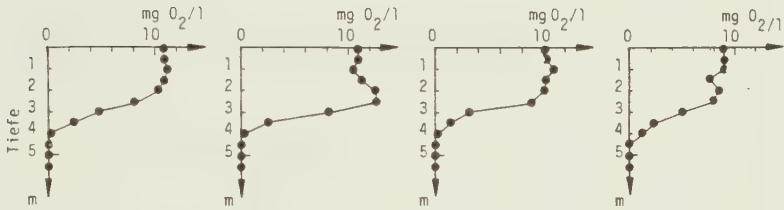


Abb. 34: Sauerstoffkonzentrationen im Waldweiher während des Sommers 1985

Gesamt-Phosphor: Für die Wasserschichten 0.0-2.0 m, 2.0-3.5 m und 3.5-5.5 m wurden 1985 durchschnittlich um 55.6%, 37.5% und 23.6% tiefere Werte als 1982 gemessen (Tab. 11). Die höchsten Konzentrationen (1982: 130, 100, 92 µg P/l) stellte ich nicht mehr im oberflächennahen Wasser, sondern im Tiefenwasser fest (1985: 48, 60, 62 µg P/l).

Tab. 11 : Mittelwerte der Gesamt-P-Konzentrationen im Waldweiher für die Sommermonate 1982 und 1985. Tabellenwerte in µg P/l.

	1 9 8 2		1 9 8 5		1982 / 1985
Tiefe	Maximum ¹⁾	Mittel ²⁾ Standardabw.	Maximum ¹⁾	Mittel ²⁾ Standardabw.	Verringerung der Konz.
0.0-2.0 m	130	87.0 ± 20.6	48	38.6 ± 6.0	55.6%
2.0-3.5 m	100	75.2 ± 14.0	60	46.8 ± 8.4	37.5%
3.5-5.5 m	92	73.3 ± 13.8	62	56.0 ± 5.1	23.6%

1) Maximaler Wert in der Wasserschicht. 2) Gewichtetes Mittel.

Partikulärer Phosphor: Infolge der rechnerischen Verknüpfung (Part. P = Gesamt-P - (Gesamt-P im Filtrat) wurden für 1985 bedeutend bessere Werte für diesen Parameter ermittelt.

Ortho-Phosphat-Phosphor: Wie in früheren Messungen konnten keine oder nur sehr geringe Phosphat-Konzentrationen nahe der Nachweisgrenze festgestellt werden.

Nitrat-Stickstoff: Völlig verschieden von früheren Messungen fielen die Erhebungen zum gelösten Nitrat-Stickstoff aus (Tab. 12): Im Juni 1985 lagen die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen an der Oberfläche unter der Nachweisgrenze und in der Tiefe waren lediglich Konzentrationen von $640 \mu\text{g NO}_3^- \text{-N/l}$ und darunter nachzuweisen. Im Juli und anfangs August konnten über das ganze Tiefenprofil keine Nitrate mehr festgestellt werden. In der letzten Bestimmung vom 28. August wurden wieder $100\text{--}200 \mu\text{g NO}_3^- \text{-N/l}$ im oberflächennahen Wasser und $400\text{--}650 \mu\text{g NO}_3^- \text{-N/l}$ zwischen 3.5 und 4.5 m Tiefe gemessen. Direkt über Grund wurden infolge der anoxischen Bedingungen wieder Werte unter

Tab. 12: Bereiche der Stickstoff-Konzentrationen im Waldweiher für die Sommermonate 1982 und 1985. Tabellenwerte in $\mu\text{g N/l}$.

	Tiefe	1 9 8 2		1 9 8 5	
		Minimum ¹⁾	Maximum ¹⁾	Minimum ¹⁾	Maximum ¹⁾
Nitrat-N	0.0-2.0 m	440	1120	≥ 20	50
	2.0-3.5 m	310	1110	≥ 20	60
	3.5-5.5 m	30	150	≥ 20	640
Nitrit-N	0.0-2.0 m	9	32	≥ 1	16
	2.0-3.5 m	16	286	≥ 2	16
	3.5-5.5 m	≥ 1	92	≥ 1	27
Ammonium/	0.0-2.0 m	≥ 1	43	≥ 1	38
Ammoniak-N	2.0-3.5 m	22	266	≥ 1	125
	3.5-5.5 m	217	5350	≥ 2	1650

1) Minimale und maximale Konzentrationen in der Wasserschicht.

100 $\mu\text{g NO}_3^-$ -N beobachtet.

1982 wurden im Juni für die Wasserschicht 0.0–3.5 m die höchsten Werte mit über 1.1 mg N/l, im August deutlich kleinere Konzentrationen von etwa 0.30–0.45 mg N/l bestimmt.

Nitrit-Stickstoff: Im Vergleich zum Sommer 1982 wurden 1985 geringere Nitrit-Stickstoff-Konzentrationen gemessen (Tab. 12). Vielfach lagen sie 1985 unter der Nachweisgrenze. Erhöhte Werte traten lediglich bei der letzten Untersuchung vom 28. August 1985 auf, als zuvor anoxisches Tiefenwasser mit Oberflächenwasser durchmischt und Ammonium/Ammoniak-Verbindungen teilweise oxidiert worden waren. Ueber die ganze Wassertiefe des Waldweiher wurden zu diesem Zeitpunkt Nitrit-Stickstoff-Konzentrationen zwischen 10 und 27 $\mu\text{g N/l}$ festgestellt.

Ammonium/Ammoniak-Stickstoff: Im Beobachtungssommer 1985 wurden in der mittleren und tiefsten Wasserschicht des Waldweiher eindeutig geringere $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Maxima als 1982 gemessen (Tab. 12). Die höchsten Konzentrationen lagen in der Grössenordnung von rund 1650 $\mu\text{g N/l}$ (5.8.85, Tiefenschicht 3.5–5.5 m), während 1982 die grösste Konzentration im Tiefenwasser noch 5350 $\mu\text{g N/l}$ betrug. Am 28. August waren die reduzierten Stickstoffverbindungen über die ganze Tiefe des Waldweiher verteilt.

Sichttiefe: Die mit der Secchi-Scheibe gemessene Sichttiefe betrug anfangs Juni 1985 190 cm, später stets 150–170 cm. Aus dem Jahr 1982 liegen für die Sommermonate Sichttiefen von 95–130 cm vor (5.6.82: 130cm; 14.7.82: 95 cm; 10.8.82: 110 cm).

7.3.3. Diskussion

Aus den in Abschnitt 7.3.2.2. besprochenen Veränderungen kann abgeleitet werden, dass im Sommer 1985 im Waldweiher die Produktion kleiner als im Sommer 1982 gewesen sein musste. Die in Abschnitt 7.2.2. besprochenen externen Sanierungsmassnahmen A, B und C, die im Frühjahr 1985 versuchsweise eingeführt worden waren, hatten offenbar die chemischen Verhältnisse im Waldweiher rasch verändert.

Die Nitrat-Konzentrationen lagen an zwei von vier Probenahmetagen unter der Nachweisgrenze. Es schien, dass die verringerte Nährstoffzufuhr zu einer zeitweisen Beschränkung des Algenwachstums durch

Stickstoff geführt hatte. Die verbesserten trophischen Verhältnisse äusserten sich auch in geringeren Phosphorkonzentrationen. Erstaunlich war, dass die höchsten Werte nicht mehr in mittlerer Tiefe, sondern über Grund gemessen wurden. Zwischen der Oberfläche und der mittleren Tiefe entwickelten sich weniger Phytoplanktonorganismen, was im Gegensatz zu den Vorjahren zu niedrigeren Sauerstoff- und pH-Werten führte. Die Grenze zum anaeroben Tiefenwasser war gegen den Grund hin verschoben, in der Tiefe von 3.5 m konnten in drei von vier Probenahmen Sauerstoffkonzentrationen von mehr als 2 mg O_2 /l beobachtet werden (Ausnahme 5.8.85: 1.4 mg/l). Ende Juni 1982 betrug der Sauerstoffgehalt des Wassers in 3.0 m Tiefe zwar 4.2 mg O_2 /l, bis zur Oktoberprobenahme sank er jedoch unter 1 mg O_2 /l.

1985 war die Sichttiefe während des ganzen Sommers grösser als 150 cm. 1982 lag sie in den Vergleichsmonaten zwischen 90 und 130 cm.

Die Ueberprüfung der in Abschnitt 7.3.1. formulierten Hypothesen ergab folgende Resultate:

- 1) Die schnelle Reaktion des Waldweiher auf die konsequente Ableitung der nährstoffreichen Wassermassen aus dem landwirtschaftlichen Teil des Einzugsgebietes zeigt deren grosse Bedeutung für die Eutrophierungserscheinungen des Waldweiher.
- 2) Bereits 400 m unterhalb der Bachverzweigung im Schlegeltobel fliesen dem Krebsbach aus dem Riedgebiet "Chli Stumpehölzlimoos" während des ganzen Jahres mindestens 5 l Wasser/s zu. Dadurch und durch weiter unten gelegene Riedgebiete wird dem Krebsbach während des ganzen Jahres eine minimale Wasserführung garantiert.
- 3) Im Waldweiher dürfen kurzfristig Reaktionen auf externe Sanierungsmassnahmen erwartet werden.

7.4. Erfolgskontrolle durch Vergleich der jährlichen Juliprobenahmen

In Abschnitt 7.3 wurde gezeigt, dass für die Trophiebeurteilung des **Waldweiher**s sommerliche Probenahmen genügen. Nachdem im Frühjahr 1986 bei der Bachverzweigung im Schlegeltobel ein definitives Steuerungs-

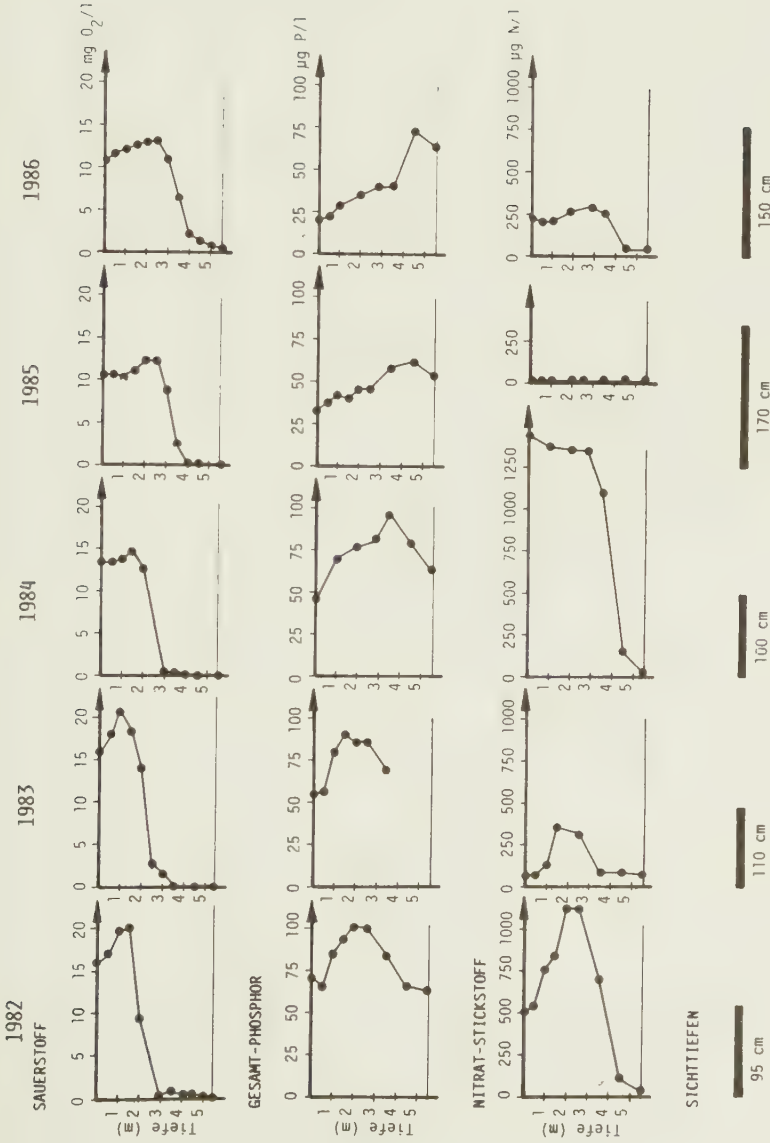


Abb. 35: Vergleich der Juli- Tiefenprofile der Jahre 1982-86 für Sauerstoff, Gesamt-Phosphor und Nitrat-Stickstoff sowie der Sichttiefen an der tiefsten Stelle des Waldweihers.

system gemäss den formulierten Anforderungen eingebaut worden war, wurde versucht, den erhofften Erfolg mit einer einzigen Probenahme im Juli zu kontrollieren. Abb. 35 fasst die Werte der Tiefenprofile für Sauerstoff, Gesamt-Phosphor und Nitrat-Stickstoff der Jahre 1982-86 zusammen und zeigt die Sichttiefen. Die genauen Messwerte sind im Anhang zu finden.

Die besten Ergebnisse wurden im Jahre 1985 erreicht, als vor allem im Frühjahr fast kein Wasser aus der Landwirtschaftszone zum Waldweiher gelangte. Damals sanken die Nitrat-Konzentrationen unter die Nachweisgrenze. 1986 wurden wieder Nitrat-Konzentrationen von 200-300 $\mu\text{g N/l}$ festgestellt. Dieses Resultat ist immer noch deutlich besser als jenes aus dem Jahre 1982, als Maximalwerte von 1000 $\mu\text{g N/l}$ gemessen wurden. Erstaunlich gut fielen die Nitrat-Konzentrationen 1983 aus, die aber im Zusammenhang mit den noch sehr schlechten Gesamt-Phosphor-Resultaten gesehen werden müssen. Grosse Phosphor-Einträge in den Waldweiher ermöglichten damals eine intensive Biomasseproduktion mit vollständiger Nitrat-Zehrung an der Wasseroberfläche.

Die Verhältnisse bezüglich Gesamt-Phosphor wurden durch die externen Massnahmen im Jahre 1985 spürbar verbessert. 1985 und 1986 nahmen die Konzentrationen in den oberflächennahen Wasserschichten um rund die Hälfte ab. Neu stellten sich maximale Werte von 50-75 $\mu\text{g P/l}$ in den Tiefenwasserschichten von 4.0-5.5 m ein. Im Sommer 1986 erzielten wir in der Probenahme vom 22. Juli zwischen 0.0 m und 3.5 m Tiefe noch Werte zwischen 20 und 42 $\mu\text{g P/l}$.

Die Sichttiefen lagen bis vor 1985 bei durchschnittlich 100 cm, 1985 wurden während des ganzen Sommers 150-170 cm, im Juli 1986 ebenfalls 150 cm gemessen.

Abschliessend sollen die erzielten Verbesserungen im **Gattikerweiher** kurz besprochen werden und zwar anhand der Juli-Probenahmen der Jahre 1982, 1983 und 1986.

Im Juli 1986 wurden zwischen 0.0 und 1.5 m Tiefe Sauerstoff-Konzentrationen von etwa 10 mg O_2/l , in 2.0 m Tiefe 8.5 mg O_2/l gemessen; 1982 und 1983 gingen die Werte in 2.0 m Tiefe zur gleichen Jahreszeit auf 1.5 bzw. 0.3 mg O_2/l zurück. Dies zeigt, dass die vom Sediment ausgehende Zehrung stark zurückgegangen sein musste.

Die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen erreichten 1982 und 1983 Werte

zwischen 60 (Oberfläche) und 100 $\mu\text{g P/l}$ (in 2.0 m Tiefe), 1986 wurden am 22. Juli an der Oberfläche 24 und in 2.0 m Tiefe 59 $\mu\text{g P/l}$ festgestellt. Zudem verkleinerten sich seit 1982 und 1983 die Nitrat-Stickstoff-Konzentrationen um etwa 25%. Verminderungen wurden auch bei den Nitrit-Stickstoff- und Ammonium/Ammoniak-Stickstoff-Konzentrationen erreicht. Bei letzteren wurden 1982 und 1983 über Grund noch bis 650 $\mu\text{g N/l}$, 1986 in der ganzen Wassertiefe lediglich noch Werte nahe der Nachweisgrenze gemessen.

Die Sichttiefen betrugen 1982 110 cm, 1983 120 cm und im Juli 1986 155 cm.

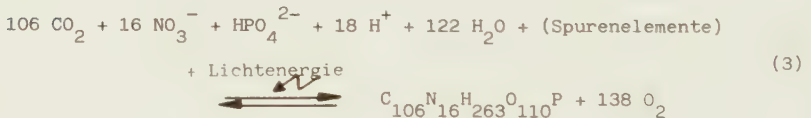
Wahrscheinlich im Zusammenhang mit den besseren Lichtverhältnissen vermehrten sich die Bestände an Unterwasserpflanzen (*Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton crispus*) seit 1985 im Gattikerweiher stark. Es gilt, in den nächsten Jahren die Entwicklung allfälliger Verkrautungen, die am sinnvollsten mechanisch bekämpft werden können, genau zu beobachten.

8. UEBERLEGUNGEN UND EXPERIMENTE IM HINBLICK AUF EINE BIOLOGISCHE SEESANIERUNG (BIOMANIPULATION)

8.1. Allgemeine Ueberlegungen

8.1.1. Primär- und Sekundärproduzenten

Die verbesserte Nährstoffversorgung eines stehenden Gewässers äussert sich in einer raschen Zunahme der Menge der Primärproduzenten. Es wird vermehrt Biomasse nach folgender Gleichung gebildet (STUMM & MORGAN, 1981):



Für den Waldweiher konnte gezeigt werden, dass Phosphor Minimumstoff ist (Kap. 5.1.6.2. und 7.3.2.2.). Wie schon weiter vorne dargelegt, wird im Hinblick auf einen langfristigen Sanierungserfolg die Reduktion der durch die Zuflüsse eingetragenen Phosphormenge angestrebt. Die Verminderung der Phosphor-Fracht muss jedoch nicht sofort zu einer Verminderung der Phosphor-Konzentration im See bzw. zu einer Reduktion der Produktion führen. Sehr häufig wird ein verzögertes Einsetzen des Sanierungserfolges beobachtet: Eutrophierungs- und Oligotrophierungskurven zeigen einen unterschiedlichen Verlauf (Hysteresis-Effekt nach IMBODEN, 1985).

Die Sekundärproduzenten beschleunigen den Stoffumsatz unter grossem Energieaufwand und ermöglichen eine rasche Zersetzung der photosynthetischen Produkte. Zudem immobilisieren sie - solange sie leben - einen Teil der Algen Nährstoffe in ihrem eigenen Organismus. Im Hinblick auf eine möglichst geringe Belastung des Gewässers mit Phosphor sind deshalb tierische Organismen mit einer langen Generationszeit interessant. Zusätzlich verkleinert eine dichte

Sekundärproduzenten-Artengemeinschaft durch Konsumation der Primärproduzenten das Potential für die Primärproduktion. Diese Ueberlegungen bilden die Basis für die in diesem Kapitel dargestellten Biomanipulationsversuche.

8.1.2. Eingriffsmöglichkeiten zur Regelung der Produktion in Weiher-Oekosystemen

Das Oekosystem der Freiwasserzone eines stehenden Gewässers lässt sich als ein Wirkungsnetz von Organismengruppen ähnlicher ökologischer Funktion (Produzenten, Konsumenten, Reduzenten) darstellen, zwischen denen Stoffe und Energie fliessen. Dabei spielen für die Intensität der Fliessraten die biotischen, inter- und intraspezifischen Wechselwirkungen der Organismengruppen eine entscheidende Rolle. In Abb. 36 sind die verschiedenen Arten jeder Organismengruppe durch dünn ausgezogene Rechtecke dargestellt, deren Grösse, Anzahl und Lage zu den anderen Rechtecken die Abundanz, die Vielfalt sowie die Beziehungen zu anderen Arten symbolisieren sollen.

Weil sich bei der Oekosystemanalyse eines Gewässers für die Bestimmung der Grösse der Oekosystemelemente und -flüsse meist erhebliche messtechnische Schwierigkeiten einstellen, tritt diese Methodik bei der Gewässergütebeurteilung in der Regel in den Hintergrund. Beispielsweise ist es für die untersuchten Weiher, die sehr viel empfindlicher als tiefe Seen auf abiotische Faktoren reagieren, besonders aufwendig, biologische Erhebungen durchzuführen, die das Studium des zeitlichen Verlaufs der Phytoplankton-Entwicklung ermöglichen.

Abb. 36 zeigt Möglichkeiten auf, wo auf die Stoffflüsse im Oekosystem eines stehenden Gewässers Einfluss genommen werden kann:

Regelstelle 1: Durch die Reduktion der Pflanzennährstoffe in den Zuflüssen kann die Planktonvermehrung begrenzt werden. Diesbezügliche Möglichkeiten sind in den Kap. 6 und 7 ausführlich besprochen worden. Der Zusammenhang zwischen dem Nährstoffeintrag in ein stehendes Gewässer und dessen Produktivität steht auch im Mittelpunkt zahlreicher anderer Arbeiten (z.B. GAECHTER und FURRER,

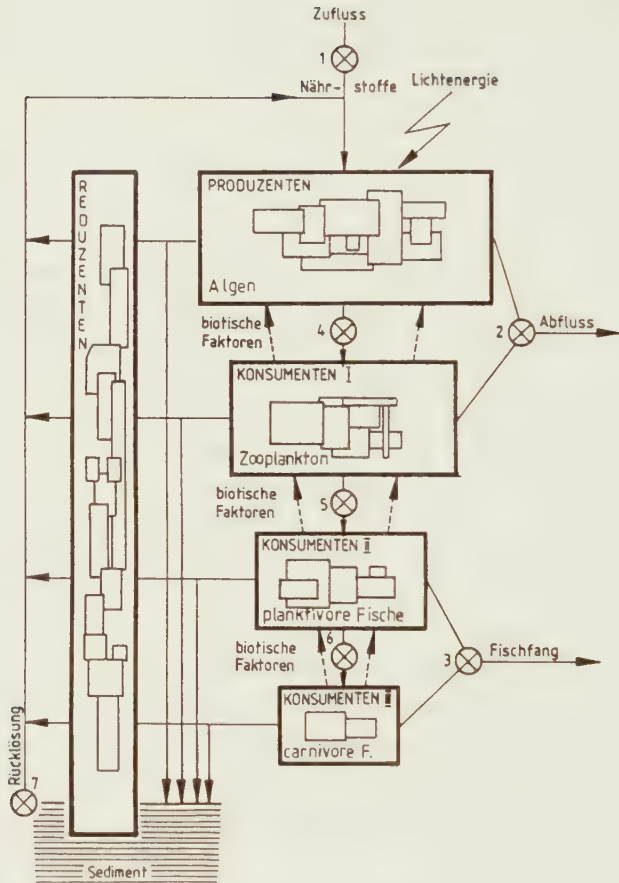


Abb. 36: Nahrungsketten und Stoffkreisläufe im Pelagial eines Weihers.
Die Ziffern 1-7 bezeichnen mögliche Regelstellen für die Stoffflüsse. Die dünn ausgezogenen Rechtecke symbolisieren einzelne Arten. Weitere Erklärungen im Text.

1972; GAECHTER, 1987; BUERGI, 1988).

Regelstelle 2: Durch Entnahme des Abflusswassers aus jener Tiefe mit der grössten Ansammlung von Primärproduzenten lässt sich der Export an Biomasse wesentlich steigern, was das Gewässer entlastet (Kap. 7.1.2.).

Regelstelle 4: Menge, Zusammensetzung und Aktivität des Zooplanktons (Konsumenten I) bestimmen die Biomasse der Primärproduzenten wesentlich. Für die in Kap. 8.3. besprochenen Möglichkeiten der Biomanipulation hat die Regulation der Zooplanktonarten eine Schlüsselstellung. Die Kontrollfunktion wird hauptsächlich durch planktivore Fische ausgeübt, deren Zahl durch die Aktivität carnivoror Fischarten und durch fischereiliche Eingriffe des Menschen bestimmt ist. Deshalb spielen die Regelstellen 3, 5 und 6 bei den Ueberlegungen und Experimenten zu Regelstelle 4 eine sehr wichtige Rolle.

Regelstelle 7: In Gewässern, die während längerer Perioden anaerobes Tiefenwasser aufweisen, muss die Rücklösung von Nährstoffen aus den Sedimenten in die trophogene Zone berücksichtigt werden. Im Waldweiher wird versucht, über Regelstelle 2 die Sauerstoff-Verhältnisse im Tiefenwasser allmählich zu verbessern und somit die seeinterne Düngung zu unterbinden.

8.2. Resultate der Planktonuntersuchungen im Wald- und im Gattikerweiher

8.2.1. Phytoplankton-Biomasse in Wald- und Gattikerweiher vor der Sanierung (November 1982 - Juli 1983)

Bei der Auswertung der Plankton-Proben, die gleichzeitig mit den chemischen Nährstoffuntersuchungen im Jahre 1982/83 gesammelt wurden, zeigte sich, dass der monatliche Probenahmeturnus nicht ideal gewählt war, um die Sukzessionen der einzelnen Arten zu verfolgen.

Die Auszählresultate wurden deshalb dazu verwendet, die Phytoplankton-Biomasse (Nassgewicht) zu berechnen, die prozentualen Anteile der wichtigsten Algengruppen zu bestimmen und eine qualitative Artenliste für die beiden Weiher zu erstellen.

Die Biomasse-Entwicklung im Wald- und im Gattikerweiher von November 1982 bis Juli 1983 ist in Abb. 37 dargestellt (mittlere, auf das ganze Tiefenprofil bezogene Biomassen). Auffallend sind die während des Winters tiefen Werte von 1-2 mg/l, die erst nach dem Jahreshöchststand der Sonne exponentiell anwuchsen. Bemerkenswert ist, dass der Gattikerweiher von März bis April 1983 die grösseren Biomasse-Mengen auf-

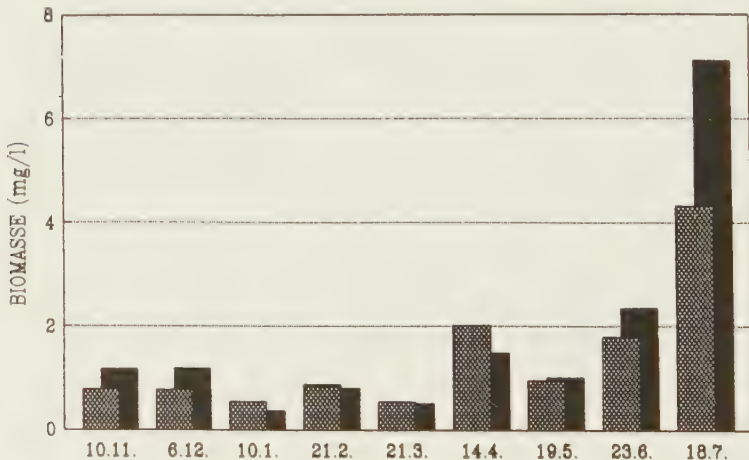


Abb. 37: Biomasse-Entwicklung (Nassgewicht) im Waldweiher (schwarz) und im Gattikerweiher (gerastert) zwischen November 1982 und Juli 1983

wies als der Waldweiher, in welchem die Produktion durch die Eisbedeckung und durch die Beschattung der umstehenden Bäume stark eingeschränkt war. Im Juli erreichte der Waldweiher wahrscheinlich wegen der besseren Nährstoffversorgung eine Phytoplankton-Biomasse von etwa 7 mg/l; im Gegensatz dazu konnte für den Gattikerweiher nur eine Biomasse von etwas mehr als 4 mg/l berechnet werden.

8.2.2. Zusammensetzung der Phytoplankton-Gesellschaft

Eine qualitative Uebersicht über alle beobachteten und ausgezählten Algengattungen oder -arten gibt Tab. 13.

Es schien am zweckmässigsten, für die Interpretation der Resultate der Phytoplankton-Untersuchungen folgende Gruppen zu bilden: Cyanophyceae (Blaualgen), Chrysophyceae (Goldalgen), Bacillariophyceae (Kieselalgen) sowie die Uebergruppe der Chloro-, Dino-, Crypto- und Euglenophyceae, die in den Abb. 38 und 39 in "Nichtflagellaten" und "Flagellaten" unterschieden wurden. Bei dieser Art der Gruppenbildung ist zu berücksichtigen, dass auch die Arten der Chrysophyceae meistens begeisselt sind. Die Flagellaten wurden speziell betrachtet, weil an heissen Sommertagen im Waldweiher wahrscheinlich von Flagellaten gebildete, gelbgrüne Planktonwolken beobachtet werden konnten und vermutet wurde, dass diese Organismen einen bedeutenden Anteil an der Phytoplankton-Biomasse ausmachten. Die prozentualen Anteile dieser fünf Gruppen an der Phytoplankton-Biomasse sind für den Waldweiher in Abb. 38 und den Gattikerweiher in Abb. 39 dargestellt. Zu den einzelnen Algengruppen sind folgende ergänzende Feststellungen zu machen:

Cyanophyceae können in beiden Weihern in unterschiedlich starkem Mass in Erscheinung treten. Im Waldweiher wurden nach der Eisschmelze abnehmende Anteile von wenigen Prozenten an der Phytoplankton-Biomasse bestimmt (Rückgang von *Oscillatoria* sp. und *Pseudoanabaena* sp.). Wegen des Aufkommens von *Aphanizomenon* sp. im Vorsommer 1983 erreichten die Blaualgen in der Juni-Probe einen Biomasseanteil von etwa einem Drittel. Weshalb sie am 18. Juli nicht mehr gezählt werden konnten, ist möglicherweise mit dem starken Selektionsvorteil, den die Chlorophyceae inzwischen durch günstigere Lichtbedingungen erfahren hatten,

Tab. 13: Uebersicht über die häufigsten im Waldweiher und im Gattikerweiher vorkommenden Algengattungen oder -arten.

(Zeichenerklärung: +: während des ganzen Jahres mit grossen Individuendichten vorkommend; (+): nur zeitweise mit grossen Individuendichten vorkommend; -: nur zeitweise in geringsten Individuendichten vorkommend).

	WALDWEIHER	GATTIKERWEIHER
CYANOPHYCEAE (Blaualgen)		
Anabaena sp.	(+)	(+)
Aphanizomenon sp.	(+)	-
Microcystis sp.	-	(+)
Oscillatoria sp.	(+)	(+)
Pseudoanabaena sp.	(+)	-
CHRYSTOPHYCEAE (Goldalgen)		
Dinobryon divergens	+	+
Erkenia aequiciliata	(+)	+
Pseudokephyrion sp.	+	+
Uroglena volvox	+	+
Chrysococcus sp.	(+)	+
BACILLARIOPHYCEAE (Kieselalgen)		
Asterionella formosa	+	+
Cyclotella sp.	(+)	(+)
Cymbella sp.	(+)	-
Gyrosigma sp.	(+)	(+)
Melosira sp.	(+)	+
Navicula sp.	+	+
Nitzschia sp.	+	+
Stephanodiscus hantzschii	+	+
Stephanodiscus sp.	+	+
Synedra sp.	+	+
Rhizosolenia longiseta	(+)	(+)
Fragilaria crotonensis	+	-
DINOPHYCEAE (Dinoflagellaten)		
Ceratium hirundinella	(+)	(+)
Gymnodinium sp.	(+)	+
Peridinium sp.	+	+
CHLOROPHYCEAE (Grünalgen)		
Acantospaerum sp.	-	+
Ankistrodesmus sp.	+	-
Carteria sp.	(+)	+
Coelastrum sp.	(+)	+
Crucigenia sp.	(+)	+
Dictyosphaerium sp.	(+)	(+)
Elakatothrix sp.	-	(+)
Koliella sp.	+	+
Micractinium sp.	(+)	(+)
Nephrocytium sp.	+	(+)
Oocystis sp.	(+)	(+)
Pediastrum sp.	(+)	(+)
Phacotus sp.	(+)	(+)
Scenedesmus sp.	+	+
Selenastrum sp.	(+)	(+)
Tetraedron sp.	(+)	(+)
Tetrastrum sp.	(+)	(+)
Westella sp.	-	(+)
DESMIDIACEAE (Jochalgen)		
Closterium sp.	-	(+)
Staurostrum sp.	(+)	(+)
CRYPTOPHYCEAE (Kryptoflagellaten)		
Cryptomonas ovata	+	+
Rhodomonas sp.	(+)	(+)
EUGLENOPHYCEAE (Augenflagellaten)		
diverse Euglenales	+	+
Phacus longicauda	(+)	(+)
Trachelomonas sp.	+	+
ANDERE, NICHT BESTIMMBARE ALGENGRUPPEN		
diverse Flagellaten	+	+
µ-Algen	+	+

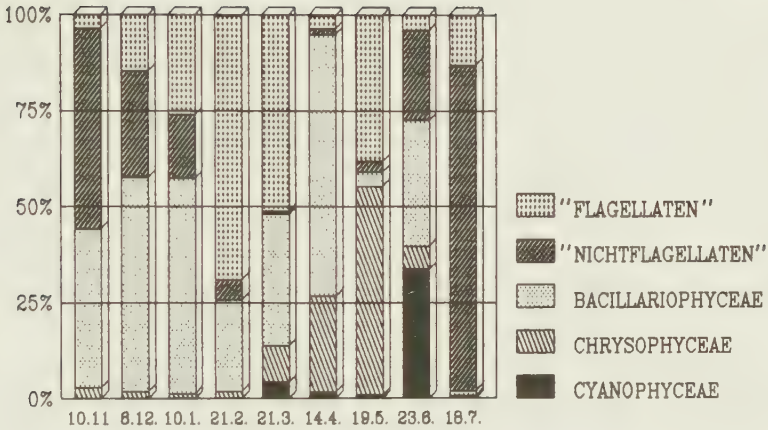


Abb. 38: Die wichtigsten Algengruppen und ihre prozentualen Anteile an der Phytoplankton-Biomasse von November 1982 bis Juli 1983 im Waldweiher

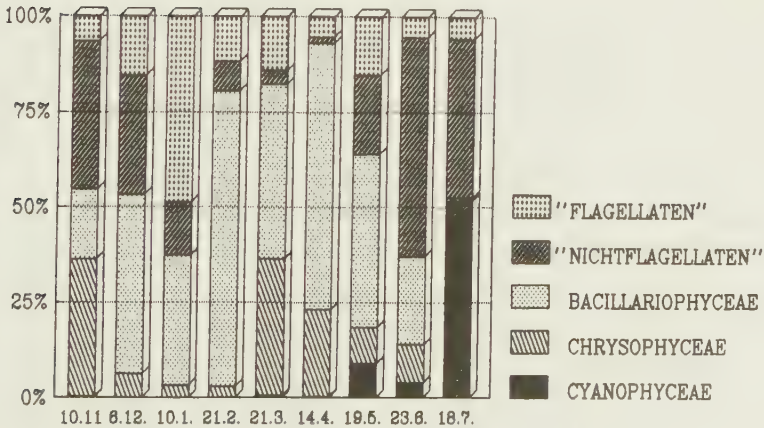


Abb. 39: Die wichtigsten Algengruppen und ihre prozentualen Anteile an der Phytoplankton-Biomasse von November 1982 bis Juli 1983 im Gattikerweiher

erklärbar. Im Gattikerweiher wurde jedoch in der Probe vom 18. Juli der grösste relative Blaualgen-Anteil an der Phytoplankton-Biomasse von über 50% ermittelt.

Von den Chrysophyceae wurden in beiden Weihern je fünf Gattungen oder Arten unterschieden: *Dinobryon divergens*, *Erkenia aequiciliata*, *Pseudokephyrion* sp., *Uroglena volvox* und *Chrysococcus* sp. Nach den Abb. 38 und 39 entstanden vor allem im Frühjahr nach der Schnee- und Eisschmelze bei zunehmenden Wassertemperaturen und bei gutem Nährstoff- und Lichtangebot günstige Entwicklungsbedingungen für diese Algengruppe. Im Waldweiher machte ihr relativer Anteil an der Phytoplankton-Biomasse am 19. Mai über 50% aus; danach verringerte sich dieser rasch zu Gunsten der sich stark vermehrenden Chlorophyceae. Im weniger tiefen Gattikerweiher wurde der grösste Chrysophyceen-Anteil an der Phytoplankton-Biomasse mit rund einem Drittel bereits im März registriert.

Die Bacillariophyceae erreichten grosse Anteile mit Spitzenwerten von weit über 50% der Algenbiomasse in den Wintermonaten. *Asterionella formosa*, *Stephanodiscus* sp. und *Rhizosolenia longiseta* waren typische und häufigste Vertreter dieser Artengruppe. Zusätzlich muss *Melosira* sp. erwähnt werden, die in allen Proben nur im Gattikerweiher vorhanden war.

Die Uebergruppe der Chloro-, Dino-, Crypto- und Euglenophyceae ("Flagellaten" und "Nichtflagellaten") dominierte die Phytoplankton-Gesellschaft in den Sommermonaten, als die Lichtverhältnisse am besten waren.

In der Gruppe der "Flagellaten" wurden die Dinophyceae mit den typischen Arten *Ceratium hirundinella* und *Peridinium* sp., die Cryptophyceae mit *Cryptomonas ovata* und *Rhodomonas* sp., die Euglenophyceae mit diversen Euglenales, *Phacus longicauda* und *Trachelomonas* sp. sowie die nicht identifizierbaren Flagellaten zusammengefasst.

Von den grünen "Nichtflagellaten" kamen in beiden Weihern ganzjährig am häufigsten die Arten *Koliella* sp., *Micractinium* sp., *Nephrocytium* sp., mehrere Arten von *Scenedesmus* und *Westella* sp. vor. Ferner sind v.a. für den Gattikerweiher *Tetrastrum* sp., *Phacotus* sp., *Pediastrum* sp., *Selenastrum* sp. und *Crucigenia* sp. zu nennen.

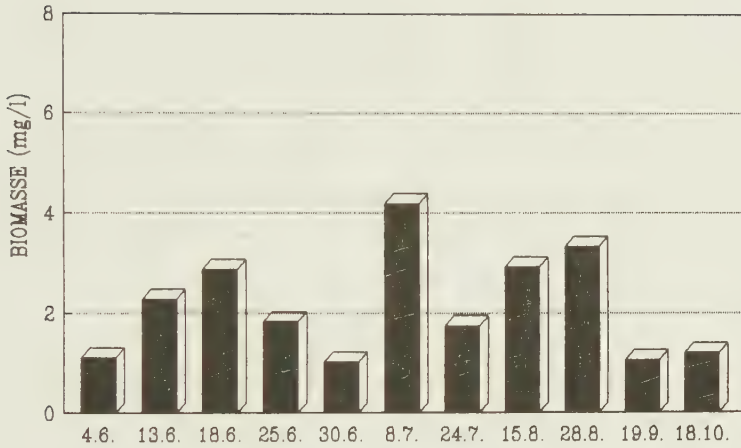


Abb. 40: Entwicklung der Phytoplankton-Biomasse (Nassgewicht) im Waldweiher von Juni bis Oktober 1984

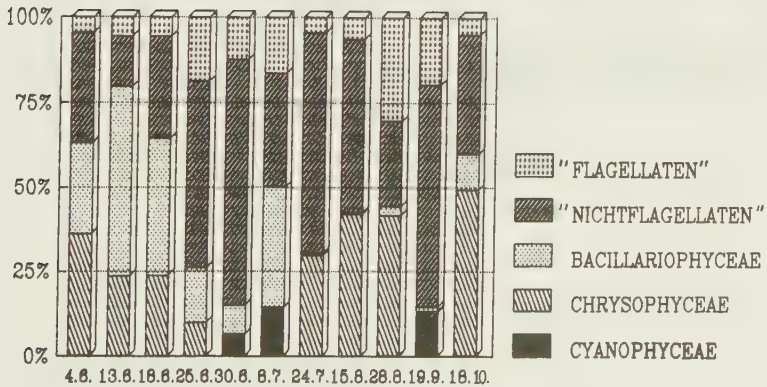


Abb. 41: Die wichtigsten Algengruppen und ihre prozentualen Anteile an der Phytoplankton-Biomasse von Juni bis Oktober 1984 (Waldweiher)

8.2.3. Entwicklung der Phytoplankton-Biomasse und Veränderungen der Phytoplankton-Biocoenose in der Periode Juni bis Oktober 1984

Wie bereits auf Grund der Untersuchungen des Jahres 1983 vermutet worden war, konnten in den Monaten Juni bis August 1984 wiederum beträchtliche Biomasse­mengen festgestellt werden (Nassgewicht über 2 mg/l; Ausnahmen 4. Juni 1.1 mg/l und 30. Juni 1.0 mg/l; Abb. 40).

Abb. 41 zeigt die grosse Bedeutung der "Nichtflagellaten" und der Chrysophyceae während der ganzen Untersuchungsperiode, während die Bacillariophyceae lediglich zwischen dem 4.6. und dem 8.7. 1984 bedeutendere Anteile (8% bis 56%) an der gesamten Phytoplankton-Biomasse erreichten.

8.2.4. Zusammenfassung der Phytoplankton-Untersuchungen 1983 und 1984

Abb. 42 fasst die Resultate der Phytoplankton-Untersuchungen wie folgt zusammen: Im Waldweiher zeigt die Uebergruppe der Chloro-, Dino-, Crypto- und Euglenophyceae während der meisten Zeit des Jahres den grössten relativen Anteil an der Biomasse. Mit Ausnahme einer kurzen

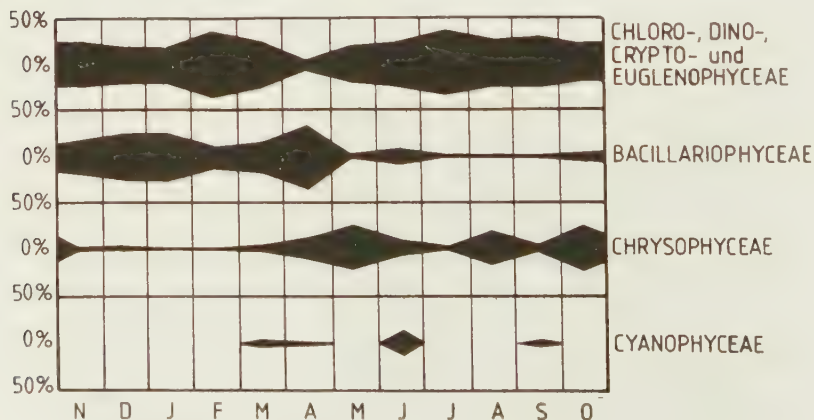


Abb. 42: Die wichtigsten Algengruppen und ihre prozentualen Anteile an der Phytoplankton-Biomasse im Verlaufe eines Jahres (aus Daten für den Waldweiher von November 1982 bis Juli 1983 und von Juni bis Oktober 1984)

Zeitspanne im April, wo die Bacillariophyceae nach einer winterlichen Aufbauphase ihren Entwicklungshöhepunkt erreichen, dominiert sie in allen Jahreszeiten die Phytoplankton-Gesellschaft. Als weitere wichtige Gruppe sind die Chrysophyceae zu nennen, die in der warmen Jahreszeit mehrere Entwicklungsmaxima erreichen können. Die Cyanophyceae sind von geringer Bedeutung und kommen am ehesten während oder am Schluss von längeren Stagnationsphasen des Weihers (Eisbedeckung, Sommerstagnation) vor.

8.2.5. Zooplankton

Die Zooplankton-Netzproben (90 μ m Maschenweite) zeigten, dass grosse Zooplankton-Organismen wie *Daphnia longispina* (häufigste Art im Zürichsee) im Waldweiher kaum nachgewiesen werden können. Als grössere Planktonkrebse wurden nur etwa 1 mm lange Copepoden gefunden, die wahrscheinlich wegen ihrer sprunghaften Fortbewegungsweise im Wasser für Fische ungeeignete Beutetiere sind. In grossen Mengen entwickeln sich verschiedene Arten von Rotatorien, die als kleine Filtrierer eher detritivor leben und kaum kleinste Grünalgen-Zellen inkorporieren.

8.3. Experimente zur Sanierung des Waldweihers durch biologische Massnahmen (Biomanipulation)

8.3.1. Erwartete Auswirkungen der Biomanipulation

Im Mittelpunkt der in diesem Kapitel dargestellten Versuche steht das Bemühen, den aus dem Eintrag durch den Zufluss und den aus der Zersetzung von organischem Material freiwerdenden Phosphor dem kleinen Stoffkreislauf "Primärproduzenten - Reduzenten - Primärproduzenten" zu entziehen und auf einem höheren Niveau der Nahrungskette zu fixieren. Der so immobilisierte Phosphor steht damit der Primärproduktion für längere Zeit nicht mehr zur Verfügung und kann allenfalls durch den Menschen (Fischfang) oder andere Endkonsumenten (Fische fressende Vögel) als wertvolle Nahrung genutzt werden.

Abb. 43 stellt einen Versuch dar, die 1982 im Wald- und im Gattikerweiher vermuteten ungünstigen Verhältnisse vor der Sanierung (A) mit einem angestrebten biologischen Sanierungsziel (B) zu vergleichen: Der links dargestellte Zustand (Abb. 43A) geht von der Annahme aus, dass grosse Mengen von Nährstoffen über den Zufluss in die Gewässer gelangen und in erster Linie die Primärproduktion fördern. Die Konsumenten 3. Ordnung (carnivore Fische) mit grossen Einzelindividuen von Hechten (*Esox lucius*) und Egli (*Perca fluviatilis*) (vgl. Kap. 4.6: Fischereiliche Situation) können die starke Vermehrung der Konsumenten 2. Ordnung (planktivore Fische) nicht verhindern. Dadurch wird eine einseitige Zusammensetzung der Artengemeinschaft der Konsumenten 1. Ordnung (herbivore Zooplankton-Organismen) verursacht: Da die grossen und sehr effizienten Filtrierer (v.a. grosse Cladoceren wie *Daphnia* sp.) von den planktivoren Fischen beinahe vollständig eliminiert werden, setzt sich das Zooplankton der Konsumenten 1. Ordnung aus kleinen Formen zusammen (kleine Copepoden, Rotatorien, Protozoen). Diese Individuen sind beim Verzehr von Phytoplankton-Organismen weniger erfolgreich als die grösseren Cladoceren und Copepoden, so dass dauernd grosse pflanzliche Biomasse-mengen im Gewässer vorhanden sind. Wegen der ungenügenden Verlustrate durch Frass wird viel organisches Material sedimentiert. Da der Sauerstoffvorrat im Tiefenwasser des Waldweihers nicht genügt,

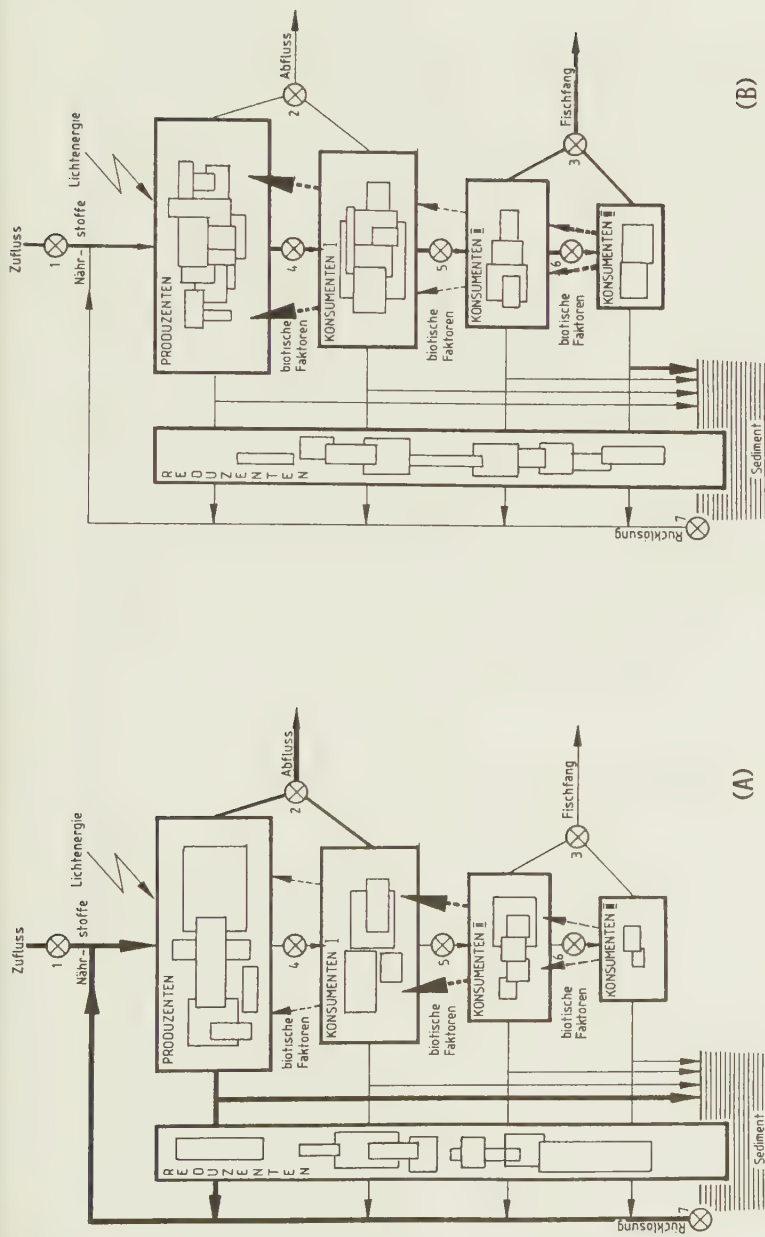


Abb. 43: Hypothetische Nahrungsnetz vor der Sanierung (A) und angestrebtes Sanierungsziel (B).

Die Ziffern 1-7 bezeichnen mögliche Regelstellen für die Stoffflüsse (vgl. Kap. 8.1.2.). Die Rechtecke symbolisieren einzelne Arten, die sich gegenseitig beeinflussen. Dicke, ausgezogene Pfeile = Haupt-Stoffflüsse; dünne, ausgezogene Pfeile = Neben-Stoffflüsse; gestrichelte Pfeile = biotische Beeinflussung durch Organismengruppen, welche in der Nahrungskette übergeordnet sind. Weitere Erklärungen im Text.

um während der Sommerstagnation die organischen Stoffe vollständig abzubauen, entsteht eine anaerobe Zone im Tiefenwasser. Dies erleichtert die Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment ins freie Wasser, was die Primärproduktion zusätzlich fördert.

In Abb. 43B geht man von der Voraussetzung aus, dass die kleineren Nährstoff-Frachten im Zufluss zu einem wesentlich geringeren Produktionsniveau als in Abb. 43A führen. Durch das Abfischen mächtiger carnivorer Fische (Konsumenten 3. Ordnung) wird dafür gesorgt, dass sich eine grosse Zahl kleiner, jedoch sehr aktiver Räuber etablieren kann. Der erhöhte Frassdruck auf die planktivoren Fische (Konsumenten 2. Ordnung) dürfte die Eliminationsrate der Zooplankter (Konsumenten 1. Ordnung) vermindern. Es wird damit gerechnet, dass sich die effizienten Phytoplankton-Filtrierer durchsetzen und für eine Abnahme der Algenbiomasse sorgen. Dadurch wird das Gewässer klarer und es sinkt weniger organisches Material ins Tiefenwasser. Man kann erwarten, dass dort die verminderte Sauerstoffzehrung die Rücklösung von Nährstoffen aus dem Sediment verkleinert.

8.3.2. Literaturübersicht zum Thema "Biomanipulation"

Der Begriff "Biomanipulation" wurde von SHAPIRO (1982) zu Beginn der 80er-Jahre geprägt. Wie aus dem Abschnitt 8.2.1. hervorgeht, versteht man darunter Eingriffe ins Ökosystem mit dem Ziel, eine Reduktion der Primärproduktion durch erhöhten Frassdruck auf die Phytoplankter zu erreichen. Dabei kommt den herbivoren Zooplankton-Organismen eine zentrale Bedeutung zu.

Unter den Zooplanktern sind die Cladoceren besonders gute Filtrierer (NAUWERCK, 1959, 1963; COUGHLAN, 1969). Die Filtrierleistung hängt jedoch von verschiedenen abiotischen und biotischen Faktoren ab: Neben der Qualität und der Konzentration des Futters sind auch die Körpergrösse, die Wassertemperatur und die Beleuchtung wichtig (INFANTE, 1973; FRIEDMAN & STRICKLER, 1975; GELLER, 1975; SCHINDLER, 1971; PORTER, 1973). Einer der wichtigsten biotischen Faktoren ist das Vorhandensein von Konsumenten 2. Ordnung (planktivore Fische), die dem

filtrierenden Zooplankton bevorzugt nachstellen (CULVER et al., 1984). Ihr Frassdruck kann entweder begrenzt werden durch eine intensivere Befischung (Regelstelle 3) oder durch eine erhöhte Bejagung durch Konsumenten 3. Ordnung bzw. carnivoren Fischen (Regelstelle 6).

BROOKS & DODSON (1965) untersuchten als Pioniere in sehr eindrücklicher Art und Weise die Beziehungen zwischen planktivoren Fischen und Zooplankton. Nach dem Aussetzen von *Alosa aestivalis*, einer planktivoren Fischart, in einen See in Neu-England, verschob sich das Grössenspektrum des Zooplanktons innert kurzer Zeit in Richtung kleinerer Individuen. Andere Studien belegen, dass die Fische vor allem nach der Sicht ihre Beute machen und deshalb bevorzugt die in einem Gewässer vorhandenen grössten und kontrastreichsten Zooplankton-Organismen fressen wie *Daphnia* sp., grosse Copepoden und grosse Invertebraten-Räuber (Insektenlarven von *Chaoborus* sp.). Weniger gut sichtbare Tiere wie Bosminen und Copepoden dominieren in der Folge die Zooplankton-Biocoenose. Nach DODSON (1974) und EVANS & JUDE (1986) eliminieren Invertebraten-Räuber, wenn sie nicht von Fischen gefressen werden, die kleineren Individuen des Zooplanktons und bewirken eine günstige Verschiebung der Grössenverteilung zu grösseren Organismen hin. NORTHCOTT (1983) beobachtete bei grösser werdendem Fischbestand eine Verdrängung von *Daphnia* durch *Bosmina* und *Ceriodaphnia*.

Untersuchungen, welche die Zusammenhänge der Trophieverhältnisse eines stehenden Gewässers zur Grösse und Zusammensetzung der Zooplankton-Biocoenose in den Mittelpunkt stellen, sind erst in den letzten Jahren gemacht worden. HILLBRICHT-ILKOWSKA (1977) nennt für die Zooplankton-Gesellschaft von eutrophen Seen vor allem *Bosmina* sp., welche als kleine Cladocerenform Bakterien und Detritus besonders gut zu verwerten vermag. Grosse Cladoceren können diese Nährstoffquellen gar nicht nutzen. SPRULES & KNOECHEL (1983) zeigen für den Ontario-See, dass eutrophe Verhältnisse kleinere Zooplanktonformen begünstigen.

Verschiedene Untersuchungen befassen sich mit der Frage, inwieweit eine Beeinflussung des Trophiegrades allein durch Biomanipulation möglich ist. BENNDORF (1986) kommt zum Schluss, dass eine Sanierung eines Gewässers nur mit kombinierten Anstrengungen im externen (Reduktion der Nährstoffeinträge) und im biologisch-internen Bereich ("ökotechnologische Strategien") möglich und erfolgversprechend ist.

CAMPBELL & KNOEHEL (1988) unterstützen die Hypothese von Mc QUEEN (1986), wonach in oligotrophen Verhältnissen die Zooplankton-Gemeinschaft durch 'top-down'-Faktoren (Räuber-Beute-Wechselwirkungen) beeinflusst wird. 'Bottom-up'-Faktoren (Nährstoffe, Phytoplankton-Biomasse) hingegen steuern die Entwicklung des Zooplanktons in eutrophen stehenden Gewässern.

Aus einer Arbeit (KITCHELL & CARPENTER, 1988) geht hervor, dass erst bei einer Erniedrigung der ins System fliessenden Nährstoff-Frachten ein Wechsel von 'bottom-up'- zu 'top-down'-Faktoren eintreten und deshalb eine wirksame und nachhaltige Kontrolle der Phytoplankton-Biomasse durch das herbivore Zooplankton erwartet werden kann.

8.3.3. Ausgangssituation

Im Waldweiher konnte nie ein Klarwasserstadium beobachtet werden (vgl. Kap. 5.1.3.). Es wurde deshalb vermutet, dass die Filtrationsleistung der Zooplankton-Organismen bisher nicht genügte, um eine effiziente Reduktion der Phytoplankton-Biomasse zu erreichen. Nach der in Kap. 8.3.1. aufgeführten Hypothese lag die Ursache beim zu hohen Frassdruck durch die planktivoren Fische. Mit Hilfe von Experimenten in drei grossen in-situ-Versuchseinheiten (1m-Limnocorral; Abb. 44) sollte dies überprüft werden (Versuche im Sommer 1983). Durch Ausschluss der Fische und eine Zugabe von grossen Zooplanktern aus dem Zürichsee erhofften wir uns eine rasche Reduktion der Phytoplankton-Biomasse. Weitere Experimente führten wir im Sommer 1984 ebenfalls in situ durch, jedoch mit 10m-Limnocorrals (Abb. 45). Dabei sollten verschiedene Nachteile der kleineren Versuchseinheiten ausgeschaltet und die Resultate von 1983 bei günstigeren Bedingungen überprüft werden.

8.3.4. Versuchsanlage, Einrichtungen und Untersuchungsmethodik

1m-Limnocorrals

Die Limnocorrals wurden nach BUERGI (1979) konstruiert (Abb. 44). Es handelte sich um drei zylinderförmige, unten geschlossene PE-Folien-

Container von 100 cm Durchmesser und 450 cm Länge mit einem Probenvolumen von rund 3500 l.

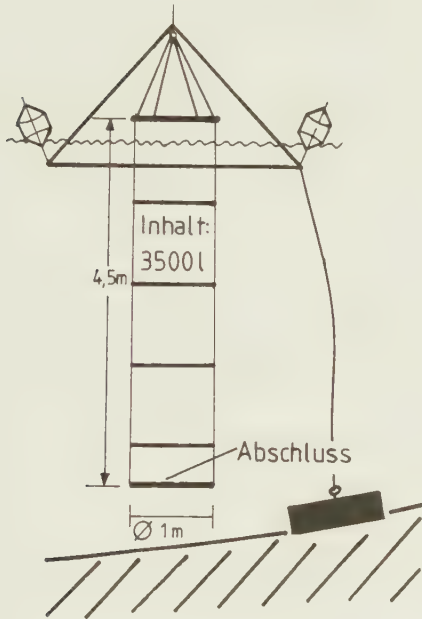


Abb. 44: 1m-Limnocorral

Einer der drei gleichzeitig exponierten Limnocorrals diente der Kontrolle (K) des unbehandelten Versuchssystems und wurde deshalb nach dem Absenken unten sofort mit einem PVC-Deckel verschlossen. Die Öffnung der zweiten Versuchseinheit ($Z_{\text{filt.}}$) bespannten wir bereits vor dem Absenken mit einem Planktonnetz (Maschenweite $95 \mu\text{m}$) in der Absicht, Organismen grösser als $95 \mu\text{m}$ auszuschliessen. Nur kleinste Jugendstadien von Crustaceen, Rotatorien und Protozoen konnten durch die Maschen in die Versuchseinrichtung gelangen. Der dritte Limnocorral ($Z_{\text{anger.}}$) wurde wie die Kontrolleinheit abge-

senkt und unten verschlossen. Anschliessend wurde Zooplankton, das man zuvor mit einem grossen Netz (Maschenweite $95 \mu\text{m}$) so schonungsvoll wie möglich aus dem Zürichsee gefiltert hatte, in der Versuchseinheit angereichert.

Die Versuche wiederholten wir während des Sommers 1983 viermal:

Versuch 1	29.4. - 16. 5.1983
Versuch 2	19.5. - 14. 6.1983
Versuch 3	18.6. - 7. 7.1983
Versuch 4	21.9. - 14.10.1983

In regelmässigen Abständen von wenigen Tagen wurden Sichttiefe, Temperatur- und pH-Werte in situ gemessen und Wasserproben für die

chemischen Bestimmungen genommen. Mit einem kegelförmigen Spezialnetz (50 cm² Eintrittsöffnung, 1700 cm² Filterfläche, 95 µm Maschenweite) sammelte man Zooplankton-Organismen in je fünf Netzzügen pro Versuchseinheit von 4.0 m Tiefe bis zur Wasseroberfläche und fixierte diese Sammelprobe in 5%-Formaldehyd-Lösung.

Die Auszählung des Zooplanktons erfolgte unter dem Umkehrmikroskop (Leitz Diavert, Wetzlar, BRD), wobei sich die Unterscheidung der häufigsten Gattungen ohne Berücksichtigung der Altersstadien als zweckmässig erwies.

10m-Limnocorrals

Bei den für das Jahr 1984 geplanten und nach Möglichkeit unter verbesserten Umständen wiederholten Versuchen wurde darauf geachtet, dass der Lichteinfall weniger stark beschränkt wurde als in den 1m-Limnocorrals. Auch die im Freiwasser der Weiher vorhandene Beeinflussung der Nährstoffversorgung durch die Sedimente sollte ermöglicht

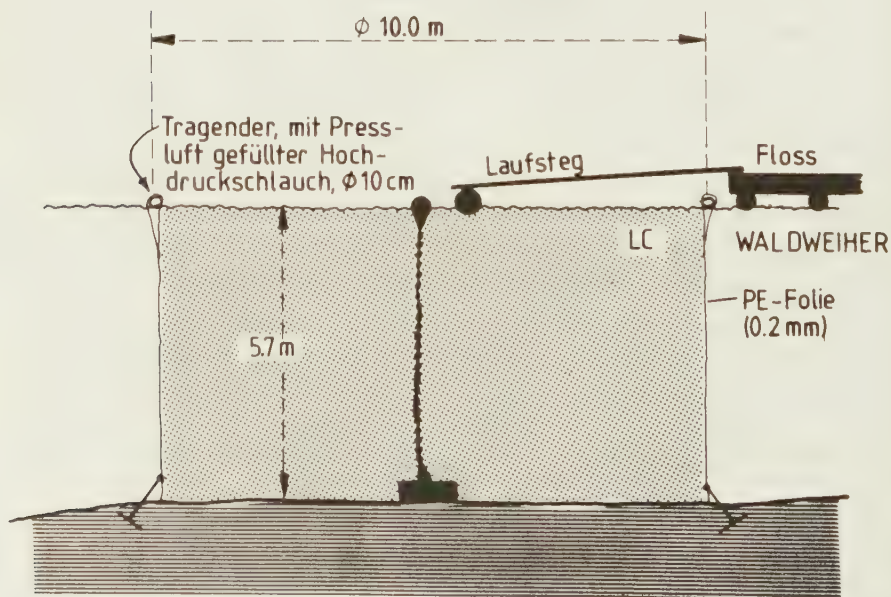


Abb. 45: Konstruktion der 10m-Limnocorrals LC1 und LC2

werden. Im Frühjahr 1984 wurden zwei, zum Grund hin offene Limnocorrals von je 10 m Durchmesser gebaut. Abb. 45 ist zu entnehmen, dass die Wände aus PE-Folie (Dicke: 0.2 mm) an einem mit Pressluft gefüllten Hochdruckschlauch (Durchmesser: 10-12 cm) hingen und im Sediment des Weihers - in Abständen von 2 m - verankert waren. Der geplante Versuchsablauf mit den beiden Limnocorrals LC1 und LC2 umfasste zwei Phasen, die in Tab. 14 näher charakterisiert sind.

Tab. 14: Geplanter Versuchsablauf der Limnocorral-Experimente im Sommer 1984

Versuchs- phase	Dauer	Limnocorral 1 (LC1)	Limnocorral 2 (LC2)
1. Phase	3 Monate	Fischausschluss Zooplanktonanreicherung Zooplanktonvermehrung steady state	Fischausschluss Zooplanktonan- reicherung Zooplankton- vermehrung steady state
2. Phase	8 Wochen	Einsatz von wenigen planktivoren Fischen steady state mit Fischen	Kontrolle steady state ohne Fische

Mit vergleichenden chemischen Wasseranalysen und Bestandeskontrollen des Phyto- und Zooplanktons inner- und ausserhalb der beiden Limnocorrals sollten die Wirkungen der planktivoren Fische auf die Zusammensetzung des Phyto- und Zooplanktons verfolgt werden.

Infolge technischer Probleme konnte die Anwesenheit von Fischen in den beiden Limnocorrals nicht mit Sicherheit ausgeschlossen werden. Leider gelang es erst nach einem Monat, die eingeschwommenen Schwalen (*Rutilus rutilus*) von 10-15 cm Länge mit einem Nylonnetz (12 mm Maschenweite) auszufischen. Im Laufe des Sommers wurden rund 150 Fische aus LC1 entfernt. Im als Kontrolleinheit verwendeten LC2 fand keine Befischung statt.

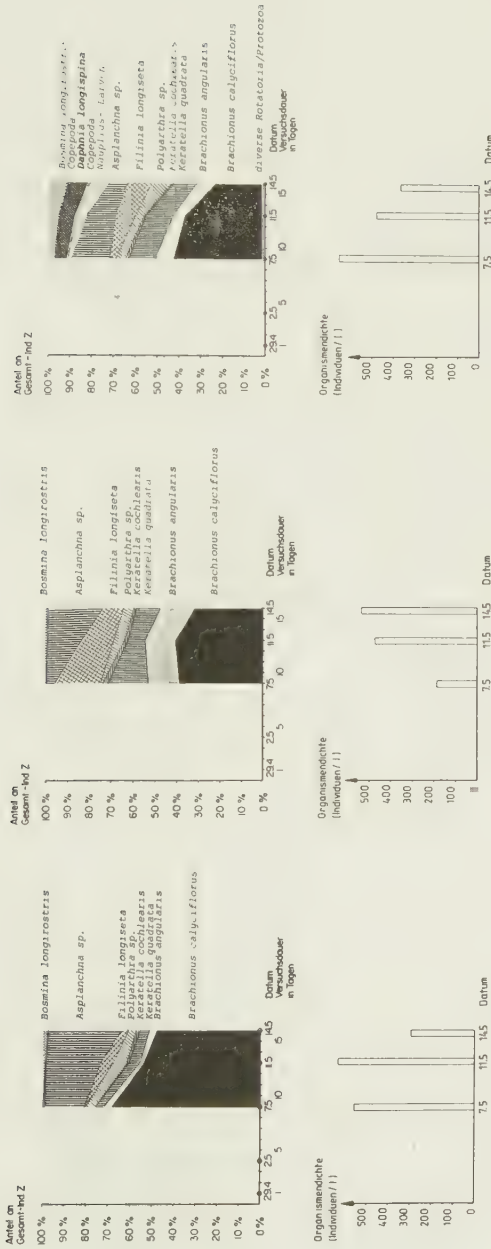
Beide Versuchseinheiten wurden kurz nach der Installation mit grossen Mengen von Zooplankton aus dem Zürichsee angereichert. Trotz Probenahme auch in der Dämmerung konnte dieses später nicht mehr nachgewiesen werden. Ende Juli wurde erneut versucht, LC1 vollständig von Fischen zu befreien. Anschliessend gaben wir nochmals grosse Mengen von Zooplankton aus dem Zürichsee zu, hauptsächlich der Art *Daphnia longispina*. Das in Tab. 14 beschriebene Versuchsprogramm wurde damit nur noch teilweise eingehalten: Während LC2 als unbefischte Kontrolleinheit diente, wurde in LC1 versucht, Wirkungen des eingesetzten und vor Fischfrass geschützten Zooplanktons zu erfassen.

8.3.5. Resultate und Diskussion

8.3.5.1. 1m-Limnocorralversuche 1983

Die Abb. 46 bis 49 zeigen die Verläufe der Arten-Zusammensetzung und der Dichte des Zooplanktons während der vier Untersuchungsperioden im Jahre 1983. Die oberen Graphiken enthalten die relativen Häufigkeiten der einzelnen Gattungen oder Arten in Prozenten der Gesamt-Individuenzahl, die unteren die Organismendichten (Individuen/l).

Im ersten Experiment vom 29.4.-15.4.83 (Abb. 46) dominierten in allen drei Limnocorrals die Rädertiere, wovon *Asplanchna* sp. und *Brachionus calyciflorus* die grössten relativen Häufigkeiten aufwiesen. In der Versuchseinheit, in welcher grosse Zooplankton-Organismen aus dem Zürichsee (*Daphnia longispina*, verschiedene Copepoden) angereichert worden waren, erreichten diese Arten zusammen bis Versuchsabbruch einen relativen Anteil von etwa 29%. In der gleichen Versuchseinheit stellte sich mit mindestens 12 Arten oder Gattungen das vielfältigste Spektrum ein. In den beiden anderen Limnocorrals ($Z_{\text{filt.}}$ und Kontrolle) wurden lediglich 8 systematische Einheiten beobachtet. Auffallend sind dort die sehr grossen relativen Anteile von *Asplanchna* sp. und *Brachionus calyciflorus* zusammen ($Z_{\text{filt.}}$: 56%; Kontrolle: 81%) bei Versuchsende.



KONTROLLE (unbehandelt)

Zooplankton >95 µm ausfiltriert

Zift:

mit DAPHNIA LONGISPINA (u.a.)

angereichertes Zooplankton

Zanger:

Abb. 46: Verlauf der Zooplankton-Entwicklung beim ersten Im-Limmocorral-Versuch vom 29.4.-16.5.1983 im Waldweiher

Beim zweiten Versuch (Abb. 47), welcher 23 Tage (19.5.-10.6.83) dauerte, müssen zwei Phasen unterschieden werden, eine erste vom 1.-14. und eine zweite vom 15.-23. Versuchstag. Die erste Periode war anfänglich von mehreren schönen Tagen mit relativ hohen Tagestemperaturen gekennzeichnet. Bereits bei Versuchsbeginn am 19. Mai betrug die Oberflächentemperatur des Wassers bis in 1.5 m Tiefe etwa 15°C. Infolge kühler Witterung vom 23.-27. Mai kühlte sich jedoch das Wasser an der Oberfläche wieder bis auf 10 °C ab. In der zweiten Phase verbesserten sich die Temperaturverhältnisse wieder rasch und es entstand ein steiles Temperaturgefälle zwischen der Wasseroberfläche mit 18-20°C und dem Tiefenwasser mit 7-10°C.

In der ersten Versuchsphase nahm in allen Limnocorrals die Organismendichte bis zum Maximum am 1. Juni zu; anschliessend verminderte sie sich bis bei Versuchsende wieder etwa Anfangswerte erreicht waren. Es dominierte die Gattung Asplanchna; am 1. Juni wurden folgende Anteile an der Gesamt-Individuenzahl erreicht: Kontrolle 82%, $Z_{filt.}$ 54% und $Z_{anger.}$ 67%. Charakteristische Unterschiede zwischen den Limnocorrals ergaben sich in der zweiten Versuchsphase. In $Z_{filt.}$ nahm *Filinia longiseta* sprunghaft zu, und in $Z_{anger.}$ erhöhte sich der prozentuale Anteil von *Daphnia longispina*. In beiden Limnocorrals war die Bedeutung von Asplanchna am Ende der zweiten Versuchsphase deutlich geringer als nach der ersten (Kontrolle 62%; $Z_{filt.}$ 4%; $Z_{anger.}$ 17%).

Im dritten Versuch vom 18.6.-7.7.83 (Abb. 48) erstaunten die mindestens zeitweise grossen Anteile von *Keratella cochlearis* an der gesamten Zooplankton-Individuenzahl (Kontrolle, 5. Versuchstag: 64%; $Z_{filt.}$, 10. Versuchstag: 52%; $Z_{anger.}$ 5. Versuchstag: 41%). In der Kontrolle und im Limnocorral $Z_{filt.}$ vermehrte sich *Bosmina longirostris* nach dem 5. Versuchstag sehr stark. Im Limnocorral $Z_{anger.}$ blieb diese Entwicklung aus, hingegen erreichte *Daphnia longispina* bei Versuchsende einen relativen Anteil an der Individuendichte von etwa 25%. Vermutlich standen hier *Bosmina longirostris* mit *Daphnia longispina* in Futterkonkurrenz.

Beim vierten Experiment mit einer Dauer von 23 Tagen am Ende der sommerlichen Vegetationsperiode (21.9.-14.10.83; Abb. 49) war die

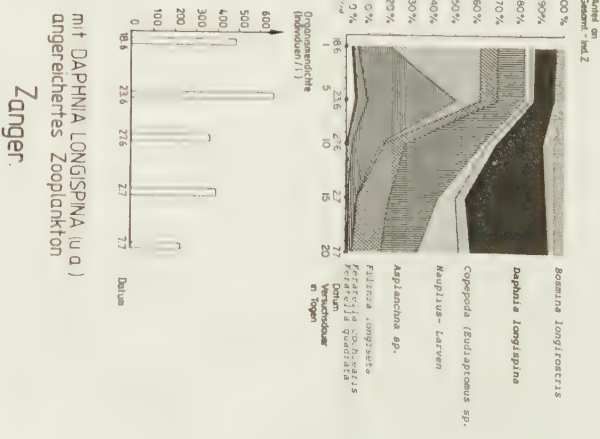
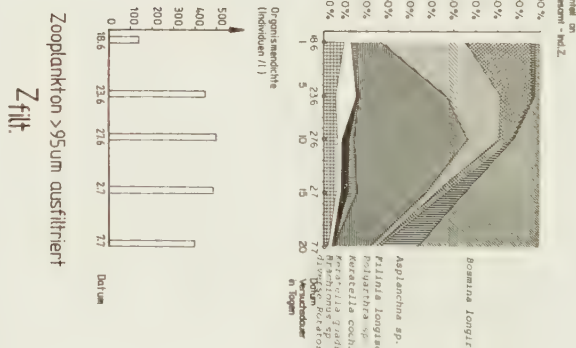
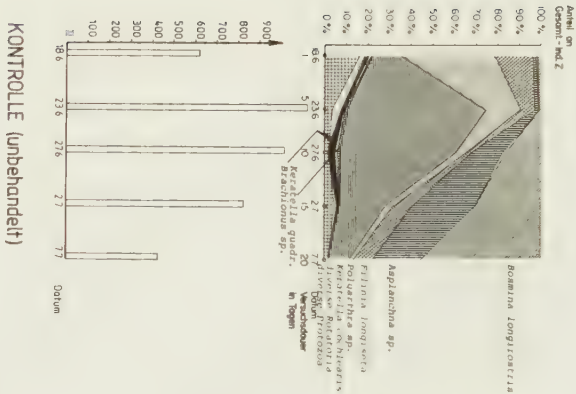


Abb. 48: Verlauf der Zooplankton-Entwicklung beim dritten Im-Imnocorral-Versuch vom 18.6.-7.7.1983 im Waldwehner

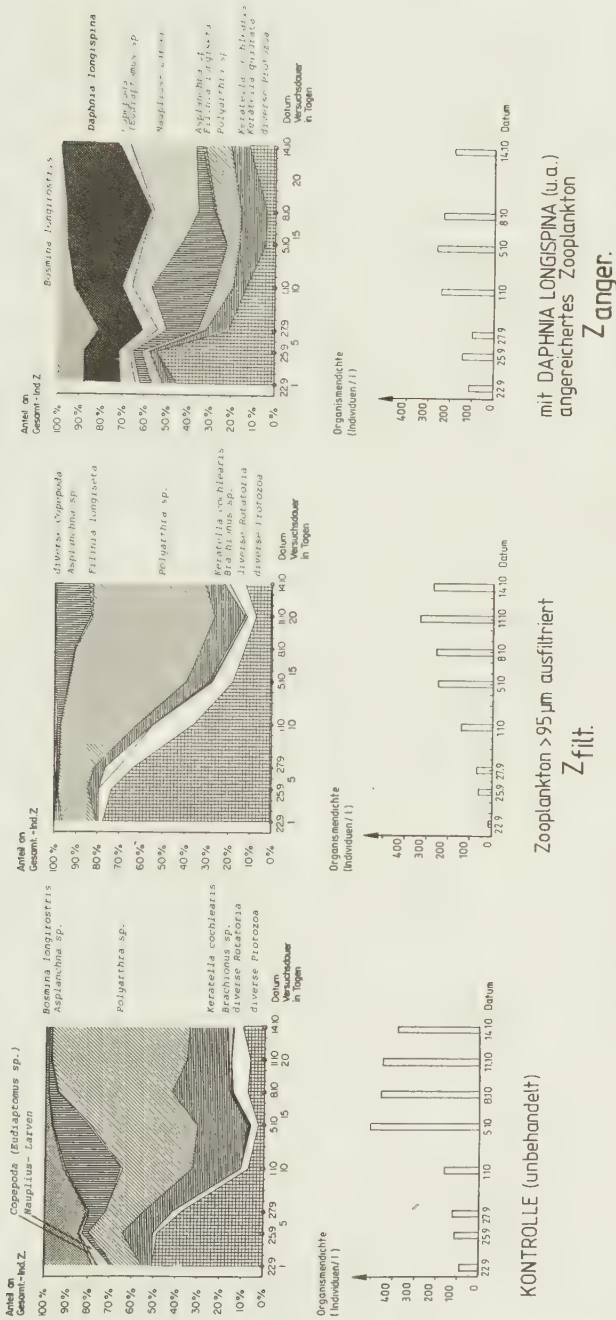


Abb. 49: Verlauf der Zooplankton-Entwicklung beim vierten Im-Limnocorral-Versuch vom 21.9.-14.10.1983 im Waldweiher

Organismendichte in den Limnocorrals $Z_{\text{filt.}}$ und $Z_{\text{anger.}}$ immer sehr gering (unter 300 Individuen/l). Die Protozoen waren bei Versuchsbeginn bemerkenswert zahlreich (relative Anteile an der Gesamt-Individuenzahl in allen Limnocorrals grösser als 45%). Während des Versuchs nahmen sie jedoch auf unter 10% ab. In der Kontrolle sowie im Limnocorral $Z_{\text{filt.}}$ entwickelte sich eine Polyarthra-Art stark und erreichte Anteile von über 50% bei Versuchsende. In der Versuchseinheit $Z_{\text{anger.}}$ beanspruchten *Daphnia longispina*, Copepoden und Nauplius-Larven bei Versuchsabbruch einen Anteil von 60%, während die Gattung Polyarthra mit nur etwa 10% vertreten war.

Zusammenfassend können folgende Schlussfolgerungen gemacht werden:

- 1) Die Zusammensetzung und Dichte des Zooplanktos ist von der Jahreszeit abhängig.

Viele der festgestellten Arten erlebten während des Jahres Entwicklungsmaxima. Für die Zeit, in welcher die vier Experimente durchgeführt wurden, kann aus den Beobachtungen abgeleitet werden, dass im Mai die Dichte von *Brachionus calyciflorus* stark abnahm, gleichzeitig sich *Asplanchna* sp. vermehrte und später im Juni von *Bosmina longirostris* abgelöst wurde. Mitte Juni folgte noch ein Entwicklungshöhepunkt von *Keratella cochlearis* und im September vermehrte sich *Polyarthra* sp. stark.

- 2) Temperatur und Futterangebot beeinflussen im besonderen die Entwicklung von *Daphnia longispina* und *Bosmina longirostris*

Im zweiten Versuch vom 19.5. bis 10.6. 1983 fanden die Cladoceren nach einer anfänglichen Schlechtwetterphase erst verspätet ideale Vermehrungsbedingungen. Es bleibt unklar, ob die kalte Wassertemperatur die Physiologie der Cladoceren beeinflusste oder das wegen der ungünstigen Lichtbedingungen geringe Futterangebot (*Chlorophyceae*) entwicklungshemmend wirkten.

- 3) *Daphnia longispina* und *Bosmina longirostris* sind mögliche Futterkonkurrenten

Mitte Juni erlebte *Bosmina longirostris* einen Entwicklungshöhepunkt in den Behältern $Z_{\text{filt.}}$ und Kontrolle, nicht jedoch in $Z_{\text{anger.}}$.

Daphnia longispina konkurrierte wahrscheinlich mit *Bosmina longirostris* erfolgreicher um die gleiche Futterquelle.

In Tab. 15 ist summarisch zusammengestellt, wie sich in den vier Experimenten die Biomasse-Parameter Chlorophyll-Konzentration und partikulärer Phosphor sowie die Sichttiefe zwischen Versuchsbeginn und -abbruch veränderten.

Tab 15: Uebersicht über die Veränderungen des Chlorophylls, des part. Phosphors und der Sichttiefe im Waldweiher und in den drei Limnocorrals Z_{anger} , $Z_{\text{filt.}}$ und Kontrolle bei den 4 Versuchen des Sommers 1983.

Tabellenwerte=Anfangswert/Endwert; WW=Waldweiher; $Z = Z_{\text{anger}}$ = mit *Daphnia longispina* (u.a.) angereichertes Zooplankton; $Z_{\text{f.}}$ = $Z_{\text{filt.}}$ = Zooplankton $\geq 95 \mu\text{m}$ ausfiltriert; K = Kontrolle.

		Experiment 1	Experiment 2	Experiment 3	Experiment 4
Chlorophyll	WW	0.63	1.00	0.70	0.99
	Z^a	0.15	0.38	0.07	0.36
	$Z_{\text{f.}}$	0.48	1.12	0.21	0.86
	K	0.36	0.34	0.11	0.65
Part. Phosphor	WW	1.06	1.25	0.88	0.75
	Z	0.43	0.57	0.43	0.44
	Z^a	0.68	1.18	0.75	0.60
	$Z_{\text{f.}}$	0.54	0.66	0.49	0.56
Sichttiefe	WW	1.23	1.69	1.17	1.14
	Z^a	3.57	3.03	3.44	2.00
	$Z_{\text{f.}}$	1.85	1.89	2.77	1.18
	K	1.78	1.96	2.85	1.08

Es zeigte sich, dass im Limnocorral, der mit Zooplankton angereichert worden war, sowohl die Konzentrationen des Chlorophylls als auch diejenigen des part. Phosphors bei Versuchsende immer deutlich geringer waren als bei Versuchsbeginn. Meist lagen die Verhältniswerte unter jenen, welche für den Waldweiher und die beiden anderen Limnocorrals bestimmt worden waren. Es darf angenommen werden, dass die erhöhte Reduktion von Chlorophyll und von part. Phosphor in der Versuchsanlage Z_{anger} durch die Aktivität der grossen Zooplankter verursacht war. Eine Folge davon dürfte auch die markante Erhöhung der

Sichttiefe in Z_{anger} sein. Auf Grund dieser Versuchsergebnisse ist zu vermuten, dass bei einer intensiven Vermehrung der grossen Zooplankter mit der gewünschten Reduktion der Phytoplankton-Biomasse gerechnet werden kann. Es dürfte sich der in Abb. 43B und in Kap. 8.3.1. erklärte Zustand einstellen.

8.3.5.2. Versuche mit 10m-Limnocorral im Sommer 1984

Trotz den in Kap. 8.3.4. erwähnten Schwierigkeiten mit den beiden Versuchseinheiten von je 10 m Durchmesser (Abb. 45), brachte die zweite Phase der im Sommer 1984 durchgeführten Feldexperimente einige interessante Ergebnisse. Im folgenden soll die Periode Juli bis September eingehend besprochen werden, da sich nur während dieser Zeit deutliche Unterschiede in der Organismendichte zwischen dem Waldweiher und den Limnocorrals zeigten.

Sichttiefen

Abb. 50 zeigt den Verlauf der Sichttiefe in der Periode Juli bis September 1984 für den Waldweiher sowie die beiden Limnocorrals LC1 und LC2. Im unbeeinflussten Wasser schwankte die Sichttiefe im Grös-

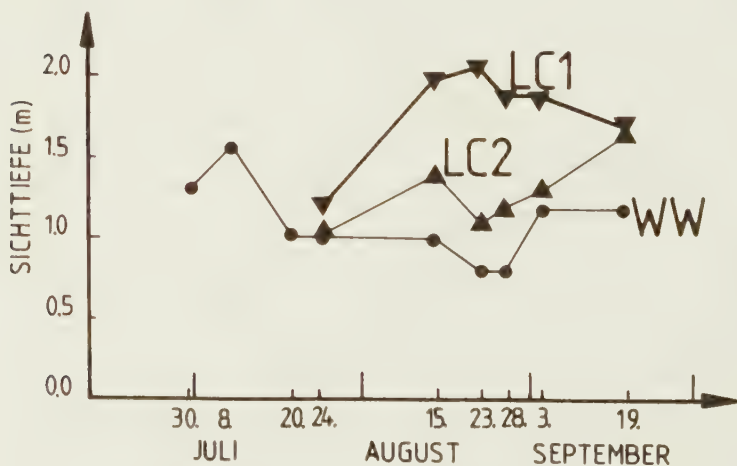


Abb. 50: Verlauf der Sichttiefen im Waldweiher (WW) und in den beiden Limnocorrals LC1 und LC2 während des Sommers 1984

senbereich zwischen 80-120 cm. Die Werte von Limnocorral 1 waren während der Messperiode durchschnittlich etwa doppelt so gross wie jene des Waldweihers und um etwa 30-40 cm grösser als jene von Limnocorral 2.

Gesamt-Phosphor (Abb. 51)

Die Gesamt-Phosphor-Konzentrationen des Waldweihers lagen am 24. Juli zwischen 45 $\mu\text{g P/l}$ (0.0 m) und 96 $\mu\text{g P/l}$ (3.5 m), am 28. August wurden nochmals ähnlich hohe Konzentrationen zwischen 53 und 81 $\mu\text{g P/l}$ gemessen. In den beiden Limnocorrals zeigte sich am 24. Juli eine leichte Verlagerung der grössten Konzentrationen in eine Tiefe zwischen 3.0-5.5 m (Maximalwerte von 94-104 $\mu\text{g P/l}$). Am 28. August wurde in 2.0 m Tiefe in beiden Versuchseinheiten ein Extremwert von 175 $\mu\text{g P/l}$ festgestellt. An den gleichen Probenahmetagen betrug die mittlere, gewichtete Gesamt-Phosphor-Konzentration im Waldweiher 75 bzw. 65 $\mu\text{g P/l}$, in LC1 77 bzw. 73 $\mu\text{g P/l}$ und in LC2 81 bzw. 89 $\mu\text{g P/l}$. Die Ergebnisse zeigen, dass sich zwischen den Verhältnissen im Waldweiher und in den Limnocorrals beträchtliche Unterschiede ergaben, was hauptsächlich an einer grossen Ansammlung von Biomasse in 2 m Tiefe erkennbar ist.

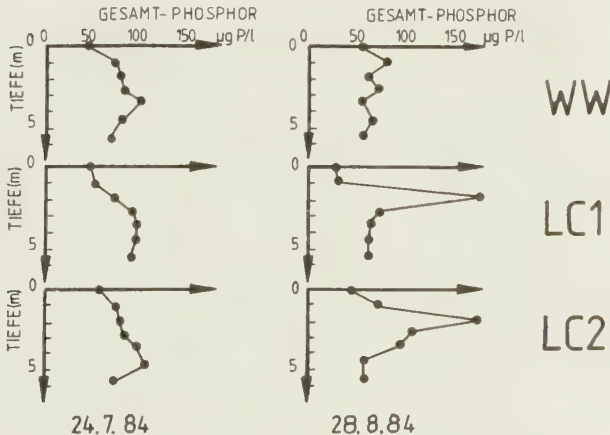


Abb. 51: Gesamt-Phosphor-Konzentrationen am 24. Juli und am 28. August 1984 im Waldweiher (WW) und in den beiden Limnocorrals LC1 und LC2

Phytoplankton

In Abb. 52A ist der Verlauf der Phytoplankton-Biomasse (Nassgewicht) für den Waldweiher sowie Limnocorral LC1 und LC2 dargestellt. Während die Biomasse im Waldweiher vom 24. Juli bis zum 28. August deutlich zunahm (von 1.9 auf 3.8 mg/l) und erst im September zurückging (von 3.8 auf etwa 1 mg/l), wurde in LC1 bereits bei Versuchsbeginn der Maximalwert von etwa 3 mg/l gemessen. Die Biomasse sank im Laufe des Monats August auf 1.5-1.0 mg/l. Für das Datum der Probenahme im September wurde nur noch eine geringe Biomasse von weniger als 1 mg/l bestimmt. In LC2 betrug die Phytoplankton-Biomasse am 24. Juli mehr als 6 mg/l, sie stieg bis Mitte August auf das Doppelte an und fiel anschliessend unter 2 mg/l in den beiden letzten Untersuchungen.

Abb. 52B zeigt die prozentualen Anteile der fünf Gruppen Cyanophyceae, Bacillariophyceae, Chrysophyceae, Uebergruppe Chloro-, Dino-, Crypto- und Euglenophyceae (unterteilt in die Typen "Nichtflagellaten" und "Flagellaten") an der Gesamt-Biomasse. Im Waldweiher wurde die Plankton-Gesellschaft anfänglich bestimmt durch eine zunehmende Dominanz der Flagellaten auf Kosten der grünen Nichtflagellaten, während die Chrysophyceae bis in den September hinein ungefähr einen Drittel der Biomasse ausmachten. Am Ende der Sommerstagnation traten lediglich im Waldweiher etwas Blaualgen auf.

In den Limnocorrals wurden die grössten Biomassen (24.7.:LC1, LC2; 15.8.: LC2) bei einer sehr starken Dominanz der Nichtflagellaten erreicht (v.a. Chlorophyceae). Am 15.8. und 28.8. hatten die Flagellaten in LC1 einen Biomasse-Anteil von 41% bzw. 48%. Am 15.8. beobachteten wir einen Anteil der Chrysophyceae von 44%. Am letzten Probenahmetag der Untersuchungsperiode am 19.9. dominierten in LC1 die Nichtflagellaten. In LC2 dominierte am 28.8. die Gruppe der Chrysophyceae und am 19.9. die Gruppe der Nichtflagellaten (v.a. Chlorophyceae) trotz niedriger Biomassen-Werte von nur etwa 2 mg/l.

Zooplankton

Für die Zeit zwischen Ende Juli und Mitte September stehen drei Zooplankton-Zählungen zur Verfügung (Tab. 16). Neben der Analyse des Artenspektrums wurden sie vor allem in der Absicht durchgeführt, die

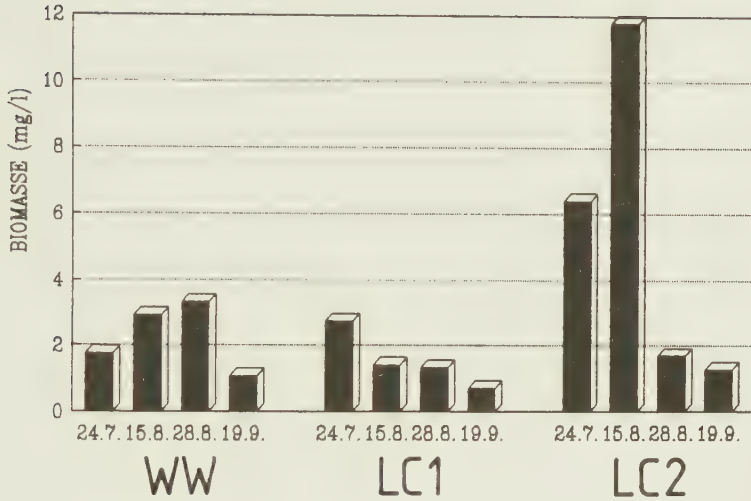


Abb. 52A: Phytoplankton-Biomasse (Nassgewicht) im Waldweiher (WW) und in den beiden Limnocorrals LC1 und LC2 von Juli bis September 1984

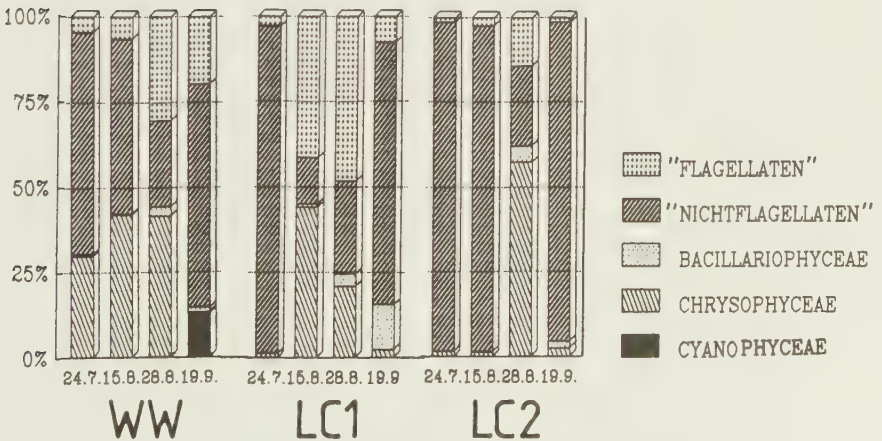


Abb. 52B: Die wichtigsten Algengruppen und ihre prozentualen Anteile an der Phytoplankton-Biomasse im Waldweiher (WW) und in den beiden Limnocorrals (LC1, LC2) von Juli bis September 1984

Entwicklung von grossen Cladoceren wie den in LC1 angereicherten *Daphnia longispina* zu verfolgen. Die Zahlen zeigen, dass der Nachweis nicht gelang.

Während der Periode vom 31. Juli bis zum 30. August nahm sowohl im Waldweiher als auch in den Limnocorrals die Gesamt-Individuendichte ab. Ein grosser Teil der Zooplankton-Individuen waren *Bosmina longirostris*. Tab. 16 zeigt, dass die am 29.7. im Limnocorral 1 eingebrachten *Daphnia longispina* bereits am 31.7. nicht wieder gefangen werden konnten. In beiden Limnocorrals wurden am 31. Juli im Vergleich zum unbeeinflussten Wasser des Waldweihers sehr viele *Trichocerca*-Rädertiere gezählt; schon am 9. August fehlten aber diese tierischen Plankter wieder gänzlich. Bei den Werten aus Limnocorral 2 fällt auf, dass in beiden Probenahmen vom 31. Juli und vom 9. August relativ viele Rädertiere der Gattungen *Asplanchna*, *Filinia* und *Polyarthra* gefunden wurden.

Tab. 16: Uebersicht über das Artenspektrum und die Dichte des Zooplanktons im Waldweiher (WW) und in den beiden Limnocorrals LC1 und LC2 im August 1984.

Datum Ort	Anzahl Einzelorganismen pro Liter								
	31.7.84			9.8.84			30.8.84		
	WW	LC1	LC2	WW	LC1	LC2	WW	LC1	LC2
<i>Bosmina longirostris</i>	400	245	670	230	109	439	68	77	81
grosse Cladoceren			4	2	4	17	1	3	3
<i>Cyclopoides</i> sp., gross	1	3	3	2	3	4	1	2	
<i>Cyclopoidea</i> sp., klein	26	21	50	12	8	13	3	7	
Nauplien	20	6	13	6	2	9	9	2	2
<i>Asplanchna</i> sp.	53	20	141	2	33	268			8
<i>Filinia longiseta</i>	3	15	141		4	12		13	22
<i>Polyarthra</i> sp.	30	25	60	6	17	148	30	46	30
<i>Keratella quadrata</i>	6	12	27		2				1
<i>Keratella cochlearis</i>	15	46	30		3	3		1	1
<i>Synchaeta</i> sp.			56			3			
<i>Trichocerca</i> sp.	24	280	418						
diverse Rotatorien	18	6	3		3	3	7	1	
Ciliaten					3	33	64	87	107
Gesamtzahl pro Liter	596	679	1616	260	191	952	183	238	255

Diskussion

Es fragt sich, ob die Entfernung der Schwalen von 12-15 cm Länge und die zusätzliche Anreicherung mit Zooplankton Ende Juli 1984 im Limnocorral 1 zur Folge hatte, dass die Durchsichtigkeit - verglichen mit Limnocorral 2 oder dem Waldweiher - im August beträchtlich zunahm (Abb. 50). Die Ursache könnte in einer deutlich verminderten Entwicklung des Phytoplanktons liegen (Abb. 52A), da eine erhöhte Elimination durch Zooplankton nach den in Tab. 16 aufgeführten Ergebnissen eher unwahrscheinlich ist. Die Resultate der Gesamt-Phosphor-Bestimmungen (Abb. 51) zeigen am 28.8.84 in 2 m Tiefe eine Akkumulation von Biomasse für beide Limnocorrals. Im Limnocorral 1 waren ausserdem die Oberflächenwerte deutlich geringer als diejenigen des Waldweihers. Da in LC1 hauptsächlich Flagellaten (Chrysophyceae u.a.; Abb. 52B) vorhanden waren, muss aktive Einschichtung der Organismen in der Akkumulationstiefe angenommen werden. Dies hatte eine geringere Dichte im Oberflächenwasser und deshalb eine grössere Sichttiefe zur Folge. Die Auswirkung dürfte durch die nach Abb. 52A geringere Entwicklung der Gesamt-Biomasse verstärkt worden sein.

Es muss weiter in Betracht gezogen werden, dass wegen der möglichen Wechselbeziehungen mit dem Sediment die Nährstoffsituation in den Limnocorrals LC1 und LC2 völlig verschieden von derjenigen in den unten geschlossenen Limnocorrals des Jahres 1983 war. Bewirkt durch ein vermehrtes Absinken von Detritus aus 0.0-1.5 m Tiefe dürfte wie im Vorjahr die Sedimentationsrate in den Limnocorrals vermutlich grösser als im Waldweiher gewesen sein. Die bakterielle Tätigkeit über dem Weihergrund hatte aber eine starke Nährstoffanreicherung im Tiefenwasser zur Folge. Der gesamthaft erhöhte Stofffluss in der Detritus-Nahrungskette (Detritus-Bakterien-Ciliaten/Rotatorien) bewirkte eine Erhöhung der Dichte an Rotatorien und Ciliaten in den Limnocorrals. Die in LC1 eingesetzten Zooplankton-Organismen hatten - auch wenn sie irgendwo im Limnocorral 1 überlebt hatten und nur aus methodischen Gründen (UEHLINGER et al., 1984) nicht gefangen werden konnten - wegen des geförderten Phytoplanktonwachstums nur geringe Auswirkungen.

Diese Erklärungen stehen im Einklang mit den Erkenntnissen von BENNDORF (1986, 1988), CAMPBELL & KNOECHEL (1988), KITCHELL & CARPENTER (1988), wonach eine bessere Versorgung des Phytoplanktons

mit Nährstoffen, d.h. eine schlechtere "bottom-up"-Kontrolle, eine gute "top- down"-Kontrolle durch das Zooplankton verunmöglicht.

8.4. Uebertragbarkeit der Resultate aus den Limnocorral-Experimenten (Modell-Oekosysteme) auf natürliche Oekosysteme

In Tab. 17 sind die wichtigsten Vor- und Nachteile von Limnocorrals zusammengestellt:

Tab. 17: Vor- und Nachteile von Limnocorral-Versuchseinrichtungen
(nach UEHLINGER et al. (1984), erweitert)

VORTEILE	NACHTEILE
In situ-Bedingungen erleichtern die Interpretation von Experimenten zur Plankton-Biocoenose, weil sie unter relevanten ökologischen Verhältnissen durchgeführt werden.	"In situ" heisst nicht "natürlich". Grosser Material- und Arbeitsaufwand.
Gezielte Veränderungen von einzelnen Umweltparametern sind möglich (z.B. Variation der Zooplankton-Dichte, Variation der Grössenspektren von Phyto- und Zooplankton, Ausschluss der Fische, Zufügen von produktionsfördernden oder toxischen Substanzen).	Die Seitenwände verhindern den horizontalen Wasseraustausch und natürliche Turbulenzen. In der Folge wird die Schichtungsstabilität ist sehr gross.
Nährstoffkreisläufe können in modellartigen Ansätzen studiert werden.	Nährstoffverhältnisse sind stark verändert.
Einzeleffekte können erzwungen werden (z.B. Rücklösung von Nährstoffen unter anoxischen Bedingungen, Einschichten von Plankton-Organismen in einer bestimmten Tiefe).	Besonders an sonnigen Tagen ist durch die Beschattung (Plastikwände, schwimmende Arbeitsplattformen) das Phyto- und Zooplankton sehr ungleichmässig verteilt (Phototaxis).
Tiefenabhängigkeiten von Einzelprozessen können erfasst werden.	Je grösser ein Limnocorral ist, umso schwieriger ist seine Ueberwachung (Leckschäden).
	Je grösser ein Limnocorral ist, desto komplexer ist das darin befindliche Modell-Oekosystem und desto unüberschaubarer werden die Wechselwirkungen.

Limnocorral-Experimente wurden von uns ursprünglich als ein sehr zweckmässiges Mittel angesehen, um die Reaktionen des Waldweiher auf veränderte Umwelteinflüsse zu studieren. Die Versuchsergebnisse lassen aber erkennen, dass durch die verwendeten in-situ-Versuchseinrichtungen natürliche Verhältnisse gestört und teilweise sehr einschränkende Bedingungen geschaffen wurden. Limnocorrals stellen nie - und mögen sie noch so gross sein - Kopien von echten Oekosystemen dar. Der wissenschaftliche Nutzen der Limnocorral-Methodik liegt viel mehr darin, Phänomene auf Prozessebene zu erforschen.

Die Erforschung von Einzelprozessen ist dann besonders wertvoll, wenn es gelingt, die Ergebnisse in einfachen Modellen miteinander zu vernetzen. Aus dem Studium der synergistischen Wirkungen von Einzelprozessen lassen sich Erkenntnisse ableiten, welche sich nicht nur auf den Waldweiher und den Gattikerweiher in Thalwil beziehen, sondern auch auf andere Weiher-Oekosysteme übertragen werden können. Die verschiedenen Experimente mit den Limnocorrals haben diesbezüglich gute Erkenntnisse gebracht.

9. ZUSAMMENFASSUNG

PROBLEMSTELLUNG

Am Beispiel des Waldweiher und des Gattikerweiher (Gemeinde Thalwil, Kt. Zürich) wurde untersucht, wie auf Dauer und unter Berücksichtigung des Gewässertyps eine möglichst vielgestaltige Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaft gefördert werden kann.

Im speziellen wurden Möglichkeiten geprüft, nährstoffreiches Zuflusswasser aus dem Landwirtschaftsgebiet den Weihern fernzuhalten und den Austrag von Nährstoffen aus den Weihern zu verbessern. In einem biologischen Teil der Arbeit studierten wir zudem die Strategien der "Biomaniplulation", um allenfalls die Sanierungserfolge rascher eintreten zu lassen.

Als Rahmenbedingungen durften die vorgeschlagenen Massnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes keine Energiekosten für den Dauerbetrieb von Geräten verursachen und mussten mindestens im Denkansatz auf andere Kleingewässer gleicher Art übertragbar sein.

VORGEHEN

Zunächst wurde im Jahre 1982/83 eine umfassende Situationsanalyse der beiden Gewässer durchgeführt. Insbesondere mussten während eines Jahres für die Beurteilung des chemisch-biologischen Zustandes vor der Sanierung Daten erhoben werden. In einem zweiten Schritt galt es, Unterlagen zum Frachtverhalten des Zuflusses "Krebsbach" zu erarbeiten (August 1982 bis August 1984). In einem dritten Teil schliesslich wurden in den Sommermonaten 1983 und 1984 mit Limnocoralls von 1 m und 10 m Durchmesser biologische Experimente durchgeführt.

SITUATIONSANALYSE

- Waldweiher (angelegt um 1835) und Gattikerweiher (schon im 17. Jahrhundert erwähnt) werden als ehemalige Stauteiche der Mühle in Gattikon nacheinander vom Krebsbach gespiesen. So ist das Einzugsgebiet des Waldweiher ein Teil des Einzugsgebietes des Gattikerweiher.
- Die Einzugsgebiete liegen auf den Höhen des Zimmerberges zwischen Horgen und Thalwil. Gesamthaft umfassen sie zu mehr als der Hälfte

forstwirtschaftlich genutzten Boden. Der Rest teilt sich zu etwa zwei Dritteln auf in landwirtschaftliche Nutzflächen und zu etwa einem Drittel in Ried- und Wasserflächen.

- Der heute landwirtschaftlich genutzte Teil des Einzugsgebietes gehörte ursprünglich nicht zum natürlichen Einzugsgebiet des Krebsbach-Gewässersystems und wurde vom Schlegeltobelbach in die Sihl entwässert.
- Erosive Hochwasserereignisse sind heute häufiger als vor den grossen Meliorationsarbeiten (1943-45) in den landwirtschaftlich genutzten Teilen des Einzugsgebietes. Die Mineralisierung der ursprünglich an organischen Stoffen reichhaltigen Erde bewirkte eine Verringerung der Bodenmächtigkeit und des Porenvolumens, was zu einer Herabsetzung des Wasserrückhaltevermögens führte.
- Limnologischer Zustand von Wald- und Gattikerweiher im Jahre 1982/83:

Sowohl im Wald- als auch Gattikerweiher waren die Sauerstoffbedingungen für die vorhandenen Fische und Krebse nie im gesamten Gewässer kritisch. Im Waldweiher mussten sich die Fische jedoch während der Sommerstagnation ab Mitte Juni bis Ende September oberhalb 2.5-3.0 m Tiefe aufhalten. Die Krebse konnten wahrscheinlich nur in den untiefen Wasserzonen (Bereich der Seerosen) genügend Sauerstoff finden. Unterhalb dieser Tiefen herrschten anoxische Bedingungen. Der Waldweiher zeigte während des Sommers im Gegensatz zum Gattikerweiher höhere Sauerstoff-Konzentrationen im Oberflächenwasser, was auf intensivere Produktion hindeutet.

Die Werte für die Sichttiefen bewegten sich beim Waldweiher zwischen 0.8 und 1.6 m und beim Gattikerweiher zwischen 1.0 und 2.0 m. Phosphor war in beiden Weihern der die Produktion begrenzende Nährstoff. Während nur selten (Hochwasser, Schneeschmelze, nach Einsetzen der Herbstvollzirkulation) gelöste ortho-Phosphate nachgewiesen werden konnten, bestimmte man beim Gesamt-Phosphor für beide Weiher in Hochsommer Spitzenwerte von über 100 µg P/l in 0.5-2.5 m Tiefe. In den Wintermonaten erfolgte im Vergleich zu den Sommerwerten ein deutlicher Rückgang von bis zu 50%. 60 Wertepaare von gleichzeitig in gleicher Tiefe des Wald- und des Gattiker Weihers genommenen Wasserproben ergab für den Waldweiher einen Mittelwert

von 56 µg P/l und für den Gattikerweiher einen Mittelwert von 47 µg P/l.

Stickstoff: Im Gattikerweiher wurden immer deutlich tiefere Nitrat- und Nitrit-Konzentrationen als im Waldweiher festgestellt. Im Tiefenwasser des Waldweihers beobachteten wir in den Sommermonaten und während der Eisperioden Ammonium-Konzentrationen bis zu 5.4 mg N/l. Der Maximalwert des Gattikerweihers betrug am 14.7.82 wenig über Grund nur 318 µg N/l.

Die chemische Oxidierbarkeit des Rohwassers mit KMnO_4 und die Konzentrationen der gelösten organischen Stoffe waren im Waldweiher signifikant höher als im Gattikerweiher. Ausserdem wurden im Waldweiher meist höhere Chlorophyll-Konzentrationen bestimmt.

- Da die Aufenthaltszeit des Wassers im Gattikerweiher ungefähr um den Faktor 4 kürzer als im Waldweiher ist, darf auf eine Veränderung der biologischen und chemischen Verhältnisse im Waldweiher eine rasche Reaktion des Gattikerweihers erwartet werden.
- Das zu Beginn der Arbeiten vorhandene Wissen um den qualitativen und quantitativen Bestand an Fischen genügte für eine eingehende fischereibiologische Beurteilung der Gewässer nicht.
- Die Vielfalt der Wasserpflanzen ist im Waldweiher sehr gering. Im Gegensatz zu früheren Jahrzehnten gibt es im Waldweiher keine untergetauchten Wasserpflanzen mehr.
- Die Verlandungszonen von Wald- und Gattikerweiher sind angestammte Laichplätze der Erdkröte, des Grasfrosches und des Bergmolches.

FRACHTBERECHNUNGEN

Berechnungen der Nährstoff-Frachten erfolgten auf der Grundlage von Momentan-Stichproben, deren chemische Analysenwerte in einem multiplen linearen Regressionsansatz statistisch weiterverarbeitet wurden. Diese Berechnungen erlaubten die Modellierung von Tages-Frachten für jeden Nährstoff-Parameter. Durch Summationen wurden schliesslich Monats- und Jahres-Frachten gebildet.

Infolge der unterschiedlichen Jahres-Niederschlagssummen und -Abflussmengen fielen auch die Frachten für die Jahre 1982/83 und 1983/84 sehr unterschiedlich aus: Im 1. Untersuchungsjahr gelangten mit einer Wassermenge von 1.38 Mio m³ 119 kg Gesamt-Phosphor (86 mg/m³), im 2.

Untersuchungsjahr mit einer Wassermenge von 747'000 m³ nur 44 kg Gesamt-Phosphor (59 mg/m³) in den Waldweiher.

Der Waldweiher hielt den eingetragenen Gesamt-Phosphor ungefähr zur Hälfte zurück, während mehr Phosphor den Gattikerweiher verliess, als beim Zufluss gemessen werden konnte. Es wurde angenommen werden, dass Nährstoffe aus den angrenzenden Landwirtschaftsflächen auf diffusen Wegen in den Gattikerweiher gelangten.

Mit einfachen Modellrechnungen konnte für die beiden Untersuchungs-jahre simuliert werden, dass die Verminderung der Nährstoff-Zufuhr zum Waldweiher (durch das Ableiten der Hochwasser-Frachten in die Sihl) und eine gleichzeitige Erhöhung der Nährstoff-Exporte (durch die Entnahme des Wassers mit den höchsten Nährstoff-Konzentrationen) in den Monaten Dezember bis Mai die grösste Entlastung bringen würde.

Um die Reaktion des Weihers auf eine verminderte Nährstoffzufuhr experimentell zu prüfen, wurde von März bis Mai 1985 das Wasser aus den Landwirtschaftsgebieten direkt in die Sihl abgeleitet. Die rasch eingetretene Verbesserung der hydrochemischen Verhältnisse im Waldweiher zeigte deutlich, dass wie vermutet die Nährstoffe aus dem landwirtschaftlich genutzten Teil des Einzugsgebietes die wichtigste Ursache der Eutrophierung waren.

Aufgrund dieser Ergebnisse und basierend auf den oben erwähnten Simulations-Berechnungen baute die Gemeinde Thalwil im Frühjahr 1986 eine automatische Anlage, womit Hochwasserspitzen aus dem Landwirtschaftsgebiet (mehr als 2000 m³/Tag) direkt in die Sihl abgeleitet werden.

Aus dem Vergleich der Juli-Probenahmen von 1982-1986 geht hervor, dass im Waldweiher wie im Gattikerweiher eine Oligotrophierung eingetreten ist.

BIOLOGISCHE EXPERIMENTE

Weil bekannt ist, dass die Verringerung der Phosphor-Fracht im Zufluss eines stehenden Gewässers nicht in jedem Fall sofort zu einer Reduktion der Biomasseproduktion führt, wollten wir mit experimentellen Untersuchungen feststellen, ob und in welchem Ausmasse die Sekundärproduzenten die Menge der Primärproduzenten regulieren können.

Mit Hilfe von grossen, filtrierenden Zooplankton-Organismen (Cladoceren), welchen eine ungestörte Entwicklung und Vermehrung ermöglicht wird, sind unter Umständen gewisse Verbesserungen rascher zu erreichen.

Während des Sommerhalbjahres 1983 führten wir vier Versuche mit unten geschlossenen Limnocorrals (1 m Durchmesser, 4.5 m Länge) durch. Es wurden drei Versuchseinheiten parallel betrieben, wobei

- der Einfluss des Versuchssystems auf die untersuchten Parameter selbst erfasst werden sollte (Kontrolle),
- die Zooplanktondichte durch Anreicherung mit Zooplankton aus dem Zürichsee (v.a. *Daphnia longispina*) und Ausschluss der Fische künstlich erhöht und
- die Zooplanktondichte durch Ausschluss des grossen Zooplanktons (grösser als 95 µm) künstlich erniedrigt wurde.

Aus diesen Versuchen konnten die folgenden Erkenntnisse gewonnen werden:

- In jenen Limnocorrals, wo die Sichttiefe am stärksten zugenommen hatte, wurden auch die grössten Abnahmen bei den Chlorophyll- und part. Phosphor-Konzentrationen festgestellt. Dabei zeigten sich die maximalen Veränderungen stets in den mit Zooplankton (*Daphnia longispina*) angereicherten Versuchseinheiten.
- Die Zusammensetzung und Dichte des Zooplanktons war stark von der Jahreszeit abhängig.
- Temperatur und Futterangebot bestimmten im besonderen die Entwicklung von *Daphnia longispina* und *Bosmina longirostris*.
- *Daphnia longispina* konkurrierte mit *Bosmina longirostris* erfolgreicher um die gleiche Futterquelle und verdrängte diese kleinere Cladocerenart.

Für den Sommer 1984 war beabsichtigt, die in den 1m-Limnocorrals beobachteten Wirkungen der filtrierenden grossen Cladoceren in Abhängigkeit des Frassdruckes planktivorer Fische und unter der Nährstoff-Beeinflussung durch die Weihersedimente zu wiederholen. Dazu

installierten wir zwei grosse Limnocorrals von je 10 m Durchmesser, deren Wände direkt im Grund des Weiher verankert wurden.

Der Verlauf der Versuche entsprach nicht unseren Erwartungen. Vor allem nahm die Sichttiefe in den Limnocorrals nur wenig zu und der eindeutige Zusammenhang der Sichttiefe mit dem eingesetzten Zooplankton konnte nicht wie im Jahr zuvor direkt nachgewiesen werden. Deswegen mussten andere Gründe für das unerwartet schlechte Funktionieren der Limnocorrals gesucht werden:

Im Limnocorral, der befischt wurde, hatten sich deutlich mehr Flagellaten als in der unbefischten Versuchseinheit entwickeln können. Da sich diese Organismen aktiv in der Tiefe von etwa 2 m einschichteten, führte dies zu einer geringeren Planktondichte im Oberflächenwasser und einer doppelt so grossen Sichttiefe (2 m) wie im Waldweiher.

Wegen der möglichen Wechselbeziehungen mit dem Sediment war die Nährstoffsituation in den beiden Limnocorrals des Jahres 1984 völlig verschieden von derjenigen in den unten geschlossenen Limnocorrals, die im Sommer 1983 verwendet wurden. Die Verhinderung der horizontalen Wasseraustauschvorgänge führte zwar in beiden Limnocorral-Typen zu einer grösseren Sedimentation von Detritus, doch entwickelten sich in den grossen Limnocorrals andere bakterielle Verhältnisse als im übrigen Waldweiher. Die Phosphor-Analysen belegten eine Nährstoffzunahme im Tiefenwasser. Gemäss neueren, wissenschaftlichen Erkenntnissen ist der unerwartete Verlauf dieser Experimente mit der verbesserten Nährstoffsituation in den Limnocorrals erklärbar.

10. L I T E R A T U R V E R Z E I C H N I S

- Abschätzung der Abflüsse in Fließgewässern an Stellen ohne Direktmessung (1986):** Bericht zum Teilprojekt C des Nationalen Forschungsprogrammes Nr. 2 "Grundlegende Probleme des schweizerischen Wasserhaushaltes". Beiträge zur Geologie der Schweiz - Hydrologie, Nr. 33. Geographischer Verlag Kümmerly & Frey, Bern. 233 S.
- American Public Health Association (1975):** Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. 1193 pp.
- Banoub, M.H. (1973):** Ultra violet absorption as a measure of organic matter in natural waters. Arch. Hydrobiol. 71: 159-165.
- Baumann, P. (1985):** Auswirkungen der Zersetzung von Buchenlaub auf den Thalwiler Waldweiher. Diplomarbeit Universität Zürich, unveröffentlicht. 86 S.
- Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (1984):** Nährstoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Informationsbericht 2/84. 235 S.
- Benndorf, J. (1986):** Food web manipulation without nutrient control: a useful strategy in lake restoration? Schweiz. Z. Hydrol. 49: 237-248.
- Bernhardt, H. (1978):** Phosphor. Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland. Verlag Chemie, Weinheim. 285 S.
- Brooks, J.L., Dodson, S.I. (1965):** Predation, body size and composition of plankton. Science 150: 28-35.
- Bourrelly, P. (1966):** Les algues d'eau douce. Tome I: Les algues vertes. Boubée & Cie, Paris. 572 p.
- Bourrelly, P. (1968):** Les algues d'eau douce. Tome II: Les algues jaunes et brunes. Boubée & Cie, Paris. 438 p.
- Bourrelly, P. (1970):** Les algues d'eau douce. Tome III: Les algues bleues et rouges. Boubée & Cie, Paris. 512 p.
- Bührer, H., Szabo, E., Ambühl, H. (1985):** Die Belastung des Greifensees mit Phosphor, Stickstoff, Kohlenstoff, geochemischen Stoffen und Schwermetallen in den Jahren 1977/78. Methodik und Resultate. Schriftenreihe der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz. 50 S.
- Bürgi, H.R., Bührer, H., Bloesch, J., Szabo, E. (1979):** Der Einfluss experimentell variiertter Zooplanktondichte auf die Produktion und Sedimentation im hocheutrophen See. Schweiz. Z. Hydrol. 41: 38-63.
- Bürgi, H.R., Ambühl, H., Bührer, H., Szabo, E. (1988):** Wie reagiert das Seenplankton auf die Phosphor-Entlastung? Mitt./Nouv. EAWAG, 24: 3-6.
- Campbell, C.E., Knoechel, R. (1988):** Zooplankton communities and trophic structure of lakes on the Avalon Peninsula, Newfoundland, Canada. Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 297-305.
- Coughlan, J.: The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions. Mar. Biol. 2: 356-358.**
- Culver, D.A., Vaga, R.M., Munch, S.C. (1984):** Effect of size-selective fish predation on the reproductive output of Cladocera in hatchery ponds. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22:1636-1639.

- Culver, D.A., Vaga, R.M., Munch, S.C. (1984): Evidence for size-selective grazing of phytoplankton by zooplankton in fish hatchery ponds. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 22: 1640-1644.
- DEV. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung (1981). Lieferung 1-9, Verlag Chemie, Weinheim.
- Dixon, W.J., Mood, A.M. (1946): The statistical sign test. *J. Amer. Statist. Assoc.* 41: 557-566.
- Dodson, S.I. (1974): Zooplankton competition and predation: An experimental test of the size-efficiency hypothesis. *Ecology* 55: 605-613.
- Dracos, T.A. (1980): *Hydrologie. Eine Einführung für Ingenieure.* Verlag Springer, Wien, New York. 194 S.
- Eidgenössisches Departement des Innern (1982): Richtlinien für die Untersuchung von Abwasser und Oberflächenwasser (ERW). Bern.
- Escher, K. (1972): Die Amphibien des Kantons Zürich. Bestand und Lebensbedingungen 1967-1969; Schlüsse für den Amphibien-schutz. *Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zürich* 117: 335-380.
- Evans, M.S., Jude, D.J. (1986): Recent shifts in *Daphnia* structure in southeastern Lake Michigan: a comparison of the inshore and offshore regions. *Limnol. Oceanogr.* 31: 56-67.
- Friedmann, M.M., Strickler, J.R. (1975): Chemoreceptors and feeding in calanoid copepods (Arthropoda: Crustacea). *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 72: 4185-4188.
- Gächter, R., Furrer, O.J. (1972): Der Beitrag der Landwirtschaft zur Eutrophierung der Gewässer in der Schweiz. *Schweiz. Z. Hydrol.* 34: 41-93.
- Gächter, R., Imboden, D. (1985): Lake restoration. In: STUMM, W. (1985): *Chemical processes in lakes.* John Wiley & Sons Inc., New York. 365-388.
- Gächter, R. (1987): Lake restoration. Why oxygenation and artificial mixing cannot substitute for a decrease in the external phosphorus loading. *Schweiz. Z. Hydrol.* 49: 170-185.
- Geitler, L. (1925): Cyanophyceae. In: PASCHER, A.: *Die Süßwasser-Flora Deutschlands, Oesterreichs und der Schweiz*, Heft 12. Gustav Fischer-Verlag, Jena. 481 S.
- Geller, W. (1975): Die Nahrungsaufnahme von *Daphnia pulex* in Abhängigkeit von der Futterkonzentration, der Temperatur, der Körpergrösse und dem Hungerzustand der Tiere. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 48: 47-107.
- Germain, H. (1981): *Flore des diatomées.* Soc. Nouv. des Editions Boubée & Cie, Paris. 420 p.
- Goulden, C.E., Henry, L.L., Tessier, A.J. (1982): Body size, energy reserves and competitive ability in three species of cladocera. *Ecology* 63: 1780-1789.
- Gyger, H. C. (1659): *Wädenswiler Quartiersplan.* Staatsarchiv des Kantons Zürich.
- Heusser, H. (1969): Lebensweise der Erdkröte. Das Orientierungsproblem. *Rev. Suisse Zool.* 76: 443-518.
- Hillbricht-Ilkowska, A. (1977): Trophic relations and energy flow in pelagic plancton. *Pol. Ecol. Stud.* 3: 3-98.
- Huber-Pestalozzi, G. (1938): Das Phytoplankton des Süßwassers. In: THIENEMANN, A.: *Die Binnengewässer.* Bd. 16, 1. Teil. E.

- Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. 342 S.
- Hustedt, F. (1930): Bacillariophyta (Diatomeae). Die Süßwasserflora Mitteleuropas, Heft 10. Gustav Fischer-Verlag, Jena. Neudruck 1976. 466 S.
- Hutchinson, E.G. (1957): A treatise on limnology. I, Geography, Physics and Chemistry. J. Wiley & Sons Inc., New York. 1015 p.
- Imboden, D. M., Gächter, R. (1985): Lake restoration. In: STUMM, W. (1985): Chemical processes in lakes. John Wiley & Sons, New York. 365-388.
- Infante, A. (1973): Untersuchungen über die Ausnutzbarkeit verschiedener Algen durch das Zooplankton. Arch. Hydrobiol. Suppl. 42: 340-405.
- Keller, H. M. (1967): Die Messung momentaner Abflussmengen mit dem Salzverdünnungsverfahren. Interner Bericht. Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Birmensdorf.
- Kitchell, J.F., Carpenter S.R. (1988): Food web manipulation in experimental lakes. Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 351-358.
- Lampert, W. (1983): Biomanipulation - eine neue Chance zur See-sanierung? Zeitschrift Biologie in unserer Zeit 13: 3.
- Liebmann, H. (1960): Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie, Band II. Oldenburg Verlag, München. 1149 S.
- Mc Queen, D.J., Post, J.R., Mills, E.L. (1986): Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 43: 1571-1581.
- Nauwerck, A. (1959): Zur Bestimmung der Filtrierrate limnischer Planktontiere. Arch. Hydrobiol. Suppl. 25: 83-101.
- Nauwerck, A. (1963): Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. Symbol. Bot. Upsal. 17: 1-163.
- Northcott, D.S. (1983): The effects of management upon crustacean zooplankton communities in some small man-made waterbodies in SE England. Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1645-1650.
- Odum, E.P. (1983): Grundlagen der Oekologie, in 2 Bänden. Georg Thieme Verlag, Stuttgart. 836 S.
- Porter, K.G. (1973): Selective grazing and differential digestion of algae by zooplankton. Nature 244: 179-180.
- Reichenbach-Klinke, H.H. (1966): Krankheiten und Schädigungen der Fische. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 389 S.
- Rüegg, E. (1980): La pollution d'origine diffuse. Enquête préliminaire 1980. Résumé du travail original: P. Rod. CIPEL. Programme quinquennale 1976-1980, Campagne 1980: 251-265.
- Schanz, F. (1982): A fluorometric method for determining chlorophyll a and phaeophytin concentrations. Arch. Hydrobiol., Beih. Ergebn. Limnol. 16: 91-100.
- Schindler, J.E. (1971): Food quality and zooplankton nutrition. J. Anim. Ecol. 40: 589-585.
- Schweizerische Meteorologische Anstalt (SMA): Ergebnisse der täglichen Niederschlagsmessungen.
- Seiler, W. (1983): Bodenwasser und Nährstoffhaushalt unter Einfluss der rezenten Bodenerosion am Beispiel zweier Einzugsgebiete im Basler Tafeljura bei Rothenfluh und Anwil. Physiogeographica 5:1-510 S.
- Shapiro, J., Wright, D.I. (1984): Lake restoration by biomanipulation. Freshwater Biology 14: 371-383.

- Shapiro, J., Forsberg, B., Lamarra, V., Lindmark, G., Lynch, M., Smeltzer, E., Zoto, G. (1982): Experiments and experiences in biomanipulation. Studies of biological ways to reduce algal abundance and eliminate blue-greens. Interim Report No. 19 of the Limnological Research Center, University of Minnesota, Minneapolis, Minnesota.
- Spruces, W. G., Knoechel, R. (1983): Lake ecosystem dynamics based on functional representations of trophic components. In: MEYERS, D. G., STRICKLER, J. R.: Trophic interactions within aquatic ecosystems. P. 383-403. AAAS Selected Symp. Ser., Westview Press, 472 pp.
- Steinemann, U. (1983): Das Plankton des Lützelsees und der Vergleich mit zwei benachbarten Kleinseen im Jahre 1980/81. Diplomarbeit Universität Zürich, unveröffentlicht. 61 S.
- Streble, H., Krauter, D. (1978): Das Leben im Wassertropfen. Franckh'sche Verlagshandlung, Stuttgart. 336 S.
- Stumm, W.; Morgan, J.J. (1981): Aquatic chemistry. Second Edition. John Wiley & Sons, Inc., New York. 780 pp.
- Uehlinger, U., Bossard, P., Bloesch, J., Bürgi, H.R., Bühner, H. (1984): Ecological experiments in limnocorrals: Methodological problems and quantification of the epilimnetic phosphorus and carbon cycles. Verh. Int. Verein. Limnol. 22: 163-171.
- Utermöhl, H. (1958): Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitt. Internat. Verein. Limnol. 9: 1-38.
- Valenta, J. (1975): Die UV-Extinktion zur Bestimmung von Nitrat und als Summenparameter für die organischen Substanzen. Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR) 1974: 60-81.
- Zeller, J., Geiger, H., Röthlisberger, G. (1977): Starkniederschläge des schweizerischen Alpen- und Alpenrandgebietes 2: Bl. 2.48 (Horgen), 2.52 (Sihlbrugg). Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Birmensdorf.

11. A N H A N G

	Seiten- bezeichnung
Zusammenstellung der Aktenschreiben und naturkundlich/wissenschaftlichen Arbeiten über die Thalwiler Weiher	A1
Zusammenstellung der limnologischen Untersuchungsresultate für Wald- und Gattikerweiher aus dem Jahre 1982/83	B1-B11
Polynomkoeffizienten des Polynoms (Gl. 2; S.21) zur Berechnung der Nährstofffrachten	C1-C4
Zu- und Abflussuntersuchungen: Ein- und Zweijahresfrachten	D
Zusammenstellung der Juli-Messdaten aus den Jahren 1982-1986	E1-E3

Zusammenstellung der Aktenschreiben und naturkundlich/ wissenschaft-
lichen Arbeiten über die Thalwiler Weiher. (Archive der Gemeinde-
verwaltung, des Bauamtes und der Liegenschaftenverwaltung Thalwil).

-
- 1943 Absenkung des Wasserspiegels und Aushub
 - 1945 Gutachten Prof. Jaag (nicht mehr vorhanden, darin wird wahrscheinlich die chemische Bekämpfung der Verkräutung mit Natrium- chlorat empfohlen)
 - 1945 Gesuch um Absenkung des Wassers zwecks Abfischung
 - 1945 Die kant. Fischerei- und Jagdverwaltung ist einverstanden und empfiehlt, eine Abfischung alle 4 Jahre durchzuführen (Mitteilung AMMANN)
 - 1945 Binsensäuberungsaktion im Gattikerweiher
 - 1946 nach Ablassen des Wassers im Waldweiher Natriumchlorat -Bodenspritzung (600 kg NaClO_3)
 - 1947 Feststellung des Fischpächters BERSINGER, die beiden Massnahmen in den Jahren 1945 und 1946 hätten keinen Erfolg gebracht. Er beantragt, dass mindestens einmal jährlich Binsen und Wasserpflanzen unter Wasser geschnitten werden.
 - 1949 Bericht von Gemeindingenieur ZOLLIKHOFFER über die Verhältnisse an den beiden Weihern.
 - 1950 Krebsbachreinigung
 - 1952 Untersuchungsbericht STAUB vom 13. Juli 1952
 - 1962/63 HEUSSER und HONEGGER: Verhaltensforschung und Tierschutz am Beispiel der Erdkrötenpopulationen auf dem mittleren Zimmerberg
 - 1964 HEUSSER: Zur Laichplatzorientierung der Erdkröte, *Bufo bufo* L.
 - 1967 HEUSSER: Wanderungen und Sommerquartiere der Erdkröte (Dissertationsarbeit)
 - 1968 HEUSSER: Die Lebensweise der Erdkröte. Grössenfrequenzen und Populationsdynamik
 - 1968 HEUSSER: Die Lebensweise der Erdkröte. Laichzeit: Umstimmung, Ovulation, Verhalten
 - 1968 HEUSSER: Wandertrieb und populationspezifische Sollzeit der Laichwanderung bei der Erdkröte
 - 1969 Die Lebensweise der Erdkröte. Das Orientierungsproblem.
 - 1968 Gutachten EAWAG schlägt als Sanierungsmassnahmen Reduktion der Frachten und regelmässiges Mähen der Wasserpflanzen vor.
 - 1967-69 ESCHER und HEUSSER: Im Amphibieninventar des Kantons Zürich wird der Wasserfrosch im Gebiete des Waldweihers noch erwähnt.
 - 1970-72 Untersuchungen an rezenten Sedimenten (BEELE und WIEDERKEHR, Semesterarbeit, Realgymnasium). Die Verlandungszonen des Waldweihers sind die biologisch wertvollsten Unterwasserlebensräume für Mollusken. *Myriophyllum* sp., *Schoenoplectus* sp. und "Knöterichgewächse" werden letztmals festgestellt und kartiert.
 - 1970-72 Planung eines Kiesfangs
 - 1972 Ablehnung des Kiesfangbauwerkes aus ästhetischen Gründen; Empfehlung des kantonalen Amtes für Regionalplanung, ein gesamtheitliches Gutachten erstellen zu lassen.
 - 1974 Thalwiler Neujahrsblatt: Gattiker- und Waldweiher
 - 1976 Erstellung von Vegetationskarten der Feuchtgebiete durch das Geobotanische Institut ETHZ und BGU (Verfasser ZUEST und BURNAND).
 - 1979 Aufnahme der Naturschutzgebiete Wald- und Gattikerweiher (Natur- und Heimatschutzverordnung vom 20. Juli 1977) ins Inventar der Natur- und Landschaftsschutzobjekte von überkommunaler Bedeutung.
 - 1983 Der Lebensraum Waldweiher Thalwil (Semesterarbeit von E. FUTTERKNECHT, Kantonsschule KÜsnacht).
 - 1985 Auswirkungen der Zersetzung von Buchenlaub auf den Waldweiher Thalwil. Diplomarbeit von P. BAUMANN, Universität Zürich.
 - 1985 Entwurf einer Naturschutzverordnung für die Naturschutzgebiete Wald- und Gattikerweiher und Vernehmlassung.
 - 1987 Naturschutzverordnung wird am 1. Juli in Kraft gesetzt.
-

TEMPERATUREN (°C) WALDWELKER

Datum	19. 5.63	23. 6.62	14. 7.62	10. 8.62	13. 9.62	9.10.62	10.11.62	6.12.62	10. 1.63	21. 2.63	21. 3.63	14. 4.63	Jahres- mittel	Standard- abweichung	Maximum	Minimum
0.0 m	15.6	19.1	24.0	18.7	18.4	11.9	9.5	4.4	2.9	1.1	8.3	8.7	11.9	7.3	24.0	1.1
0.5 m	15.6	18.6	23.9	18.7	18.4	11.9	8.9	4.4	3.0	3.1	7.8	8.1	11.9	7.0	23.9	3.0
1.0 m	15.5	17.3	23.6	17.6	18.1	11.9	8.6	4.4	3.0	3.1	7.1	7.6	11.5	6.8	23.6	3.0
1.5 m	15.1	16.4	20.8	17.0	16.7	11.9	8.5	4.3	3.0	3.1	7.0	7.4	10.9	6.2	20.8	3.0
2.0 m	12.1	15.9	18.2	16.6	16.7	11.9	8.5	4.3	3.0	3.1	6.7	7.2	10.4	5.6	18.2	3.0
2.5 m	10.6	15.5	17.1	16.2	15.8	11.9	8.5	4.3	3.0	3.2	5.6	6.9	9.9	5.4	17.1	3.0
3.0 m	9.5	15.1	16.0	16.0	15.4	11.9	8.5	4.3	3.9	3.2	5.0	6.5	9.6	5.1	16.0	3.2
3.5 m	8.5	14.8	15.2	15.3	14.9	11.9	8.5	4.3	4.0	3.3	4.6	6.0	9.3	4.9	15.3	3.3
4.0 m	7.5	14.5	14.8	14.5	14.3	11.9	8.5	4.3	4.1	3.5	4.5	5.7	9.0	4.7	14.8	3.5
4.5 m	6.8	13.6	13.7	13.9	13.4	11.7	8.4	4.5	4.2	3.7	4.6	5.5	8.7	4.3	13.9	3.7
5.0 m	6.7	11.4	12.5	12.6	12.6	11.7	8.4	4.6	4.2	4.0	4.7	5.4	8.2	3.7	12.6	4.0
5.5 m	6.5	10.4	11.2	11.6	11.9	11.7	8.4	4.7	4.2	4.2	4.7	5.4	8.0	3.4	11.9	4.2

TEMPERATUREN (°C) GÄTTIKERWEIHER

0.0 m	16.0	19.1	25.9	19.3	18.9	11.9	9.5	4.2	2.7	1.1	9.6	8.9	12.3	7.7	25.9	1.1
0.5 m	16.0	19.0	25.3	19.2	18.9	11.6	9.5	4.2	3.1	2.6	9.3	8.8	12.3	7.3	25.3	2.6
1.0 m	16.0	18.8	25.0	18.8	18.9	11.4	8.9	4.2	3.2	3.5	9.2	8.8	12.2	7.2	25.0	3.2
1.5 m	16.0	17.8	24.5	18.4	18.3	11.4	8.8	4.2	3.5	3.9	9.1	8.3	12.0	6.9	24.5	3.5
2.0 m	14.6	16.9	23.1	18.1	17.5	11.4	8.9	4.2	3.5	4.3	8.3	8.2	11.6	6.4	23.1	3.5
2.5 m	13.8	16.3	21.8	17.9	17.3	11.4	8.9	4.3	3.5	4.4	7.9	7.9	11.3	6.1	21.8	3.5

SAUERSTOFF (mg O₂/l) WALDWEIHER

TIEFE	19. 5.83	23. 6.82	14. 7.82	10. 8.82	13. 9.82	9.10.82	10.11.82	6.12.82	10. 1.83	21. 2.83	21. 3.83	14. 4.83	Sauer- stelle)	Standa- rt)	Küster- stelle)	Standa- rt)	Unter- stelle)	Standa- rt)	Minifur
0.0 m	15.0	16.2	16.1	14.3	10.6	4.0	11.0	10.0	11.4	16.5	19.9	19.3	12.7	4.7	14.7	4.4	13.7	4.5	19.9
0.5 m	15.5	15.4	17.1	11.3	10.8	4.0	10.4	10.1	11.8	16.9	19.9	18.7	12.4	4.8	14.6	4.4	13.5	4.5	19.9
1.0 m	15.2	14.0	19.7	7.8	11.7	4.1	9.4	10.1	11.7	15.8	20.0	16.6	12.1	5.5	13.9	4.2	13.0	4.8	20.0
1.5 m	15.0	9.4	20.3	3.1	9.7	3.7	9.0	9.8	11.6	14.1	20.0	16.3	10.2	6.6	13.5	4.2	11.8	5.5	20.3
2.0 m	12.2	7.7	9.3	2.9	5.6	3.8	8.5	9.8	11.6	13.7	19.5	15.8	6.9	3.5	13.2	4.1	10.0	4.9	19.5
2.5 m	9.2	6.2	4.4	2.8	1.8	3.8	8.4	9.8	10.4	13.3	16.0	15.4	4.7	2.7	12.2	3.1	8.5	4.8	16.0
3.0 m	4.6	4.2	0.3	0.7	1.0	3.8	8.3	9.7	10.6	13.0	13.0	13.2	2.4	2.0	11.3	2.1	6.8	5.0	13.2
3.5 m	0.8	2.9	1.0	0.5	0.7	3.7	8.1	9.9	9.7	12.7	9.9	10.6	1.6	1.4	10.2	1.5	5.9	4.7	12.7
4.0 m	0.5	2.6	0.4	0	0	3.2	8.1	9.7	8.8	10.8	7.0	7.0	1.1	1.4	8.6	1.5	4.8	4.1	10.8
4.5 m	0.2	0.3	0.6	0	0	3.2	8.1	9.2	7.9	8.5	3.9	3.0	0.7	1.2	6.7	2.6	3.7	3.7	9.2
5.0 m	0	0	0	0	0	1.6	7.5	8.5	6.9	8.3	2.8	1.3	0.3	0.7	5.9	3.1	3.1	3.6	8.5
5.5 m	0	0	0	0	0	0	6.4	8.5	6.0	8.1	1.4	0.5	0	0	5.2	3.4	2.6	3.5	8.5

SAUERSTOFF (mg O₂/l) GAITIKERWEIHER

0.0 m	10.0	10.1	12.9	9.7	9.6	8.2	10.5	10.2	12.0	Eis	13.8	13.8	10.1	1.5	12.2	1.6	11.2	1.9	13.8
0.5 m	10.4	9.8	11.2	8.4	8.5	8.0	10.4	9.9	12.2	15.0	13.7	13.6	9.4	1.3	12.5	2.0	10.9	2.3	15.0
1.0 m	10.4	9.2	7.8	5.6	6.4	8.0	9.9	9.9	11.7	14.2	13.7	13.4	7.9	1.8	12.1	1.9	10.0	2.8	14.2
1.5 m	10.4	8.3	6.6	3.5	8.1	8.1	9.4	9.9	11.6	12.6	13.5	13.6	7.5	2.3	11.8	1.8	9.6	3.0	13.6
2.0 m	8.9	4.6	1.5	0.8	0.9	7.7	9.0	9.9	11.5	10.1	13.6	13.4	4.1	3.6	11	3	7.7	4.6	13.6

Die Null-Werte liegen unter der Nachweisgrenze von 0.2 mg O₂/l.

PH- WERTE MALOWEIER

Datum Tiefe	19. 5.83	23. 6.82	14. 7.82	10. 8.82	13. 9.82	9.10.82	10.11.82	6.12.82	10. 1.83	21. 2.83	21. 3.83	14. 4.83	Sommer- mittel Standard- abweichung	Winter- mittel Standard- abweichung	Jahres- mittel Standard- abweichung	Maximum	Minimum
0.0 m	8.3	8.7	8.6	8.8	8.5	7.7	8.3	8.1	8.3	8.5	8.4	8.6	8.4 0.4	8.4 0.2	8.4 0.3	8.8	5.9
0.5 m	8.4	8.7	8.6	8.1	8.5	7.7	8.2	8.1	8.3	8.5	8.4	8.6	8.3 0.4	8.4 0.2	8.3 0.3	8.7	7.7
1.0 m	8.4	8.5	8.5	8.0	8.4	7.7	8.2	8.1	8.3	8.3	8.3	8.5	8.3 0.3	8.3 0.1	8.3 0.2	8.5	7.7
1.5 m	8.4	8.4	8.4	7.3	8.2	7.7	8.1	8.1	8.3	8.2	8.4	8.4	8.1 0.5	8.3 0.1	8.2 0.3	8.4	7.7
2.0 m	8.2	7.7	7.9	7.0	8.0	7.7	8.1	8.1	8.3	8.2	8.3	8.3	7.8 0.4	8.2 0.1	8.0 0.4	8.3	7.3
2.5 m	8.1	7.7	7.4	7.0	7.7	7.7	8.1	8.1	8.3	8.2	8.1	8.3	7.6 0.4	8.2 0.1	7.9 0.4	8.3	7.0
3.0 m	8.0	7.7	7.4	6.8	7.6	7.7	8.1	8.1	8.2	8.1	7.9	8.3	7.5 0.4	8.1 0.2	7.8 0.4	8.3	6.8
3.5 m	7.9	7.6	7.3	6.8	7.6	7.7	8.1	8.1	8.2	8.1	7.8	7.9	7.5 0.4	8.0 0.2	7.8 0.4	8.2	6.8
4.0 m	7.9	7.5	7.3	6.7	7.3	7.7	8.0	8.1		8.0	7.6	7.7	7.4 0.4	7.9 0.2	7.6 0.4	8.1	6.7
4.5 m	7.7	7.4	7.2	6.5	7.1	7.6	7.9	8.1		7.9	7.5	7.6	7.3 0.4	7.8 0.3	7.5 0.5	8.1	6.5
5.0 m	7.4	7.2	7.0	6.3	7.1	7.2	7.9	8.1		7.8	7.4	7.5	7.0 0.4	7.7 0.3	7.3 0.5	8.1	6.3
5.5 m	7.2	7.1	6.7	5.9	7.0	6.8	8.0	8.0		7.7	7.4	7.4	6.8 0.5	7.7 0.3	7.2 0.6	8.0	5.9

PH- WERTE GATTIKERWEIER

0.0 m	8.1	8.0	8.1	8.3	8.1	8.0			8.4	8.5	8.5	8.5	8.1 0.1	8.5 0.1	8.3 0.2	8.5 8.0
0.5 m	8.1	7.9	8.0	8.3	8.0	8.0		7.9	8.4	8.4	8.5	8.5	8.1 0.1	8.3 0.3	8.2 0.2	8.5 7.9
1.0 m	8.1	7.6	7.8	8.0	8.0	8.0		8.0	8.3	8.4	8.5	8.5	7.9 0.2	8.3 0.2	8.1 0.3	8.5 7.6
1.5 m	8.0	7.6	7.5	7.7	7.9	8.0		8.0	8.3	8.2	8.5	8.5	7.8 0.2	8.3 0.2	8.0 0.3	8.5 7.5
2.0 m	7.9	7.5	7.2	7.5	7.6	8.0			8.3	8.1	8.4	8.5	7.6 0.3	8.3 0.2	7.9 0.4	8.5 7.2
2.5 m	7.8	7.3	7.0	7.2	7.2	7.9				7.9	8.4	8.3	7.4 0.4	8.2 0.3	7.7 0.5	8.4 7.0

GESAMT- PHOSPHOR ($\mu\text{g P/l}$) WALDWEIHER

DATUM TIEFE	19. 5.83	23. 6.82	14. 7.82	10. 8.82	13. 9.82	9.10.82	10.11.82	6.12.82	10. 1.83	21. 2.83	21. 3.83	14. 4.83	Sommer- mittel	Stangerd- abweichung	Winter- mittel	Stangerd- abweichung	Jahres- mittel	Stangerd- abweichung	Maximur
0.0 m	36	102	72	74	46	64	50	36	39	30	26	57	66 23		40 12	53 22		102 26	
0.5 m	41	130	66	92	51	66	50	36	44	35	31	61	74 32		43 11	59 28		130 31	
1.0 m	43	90	85	124	49	64	50	36	42	25	46	61	76 30		43 12	60 28		124 25	
1.5 m	54	78	92	66	53	62	36	33	46	24	42	55	68 15		39 11	53 19		92 24	
2.0 m	57	70	101	63	64	64	36	37	44	24	33	51	70 16		38 9	53 21		101 24	
2.5 m	56	67	100	71	108	109	40	34	36	22	29	51	85 23		35 10	60 31		109 22	
3.5 m	73	67	83	63	75	99	34	38	36	24	27	31	77 13		32 6	54 25		99 24	
4.5 m	55	89	65	60	67	66	40	34	37	26	30	40	67 12		35 6	51 19		89 26	
5.5 m	49	92	63	71	75	130	45	60	30	52	52	68	80 28		51 13	66 26		130 30	

GESAMT- PHOSPHOR ($\mu\text{g P/l}$) GATTIKERWEIHER

0.0 m	30	53	59	60	41	50	33	29	34	20	20	40	49 12		29 8	39 14		60 20
0.5 m	35	59	77	71	44	60	37	30	39	20	21	40	58 16		31 9	33 24		77 20
1.0 m	41	56	78	103	37	62	50	30	34	25	22	53	63 25		36 13	49 24		103 22
1.5 m	53	81	106	64	77	69	39	30	34	25	26	47	75 18		34 8	54 26		106 25
2.0 m	87	86	93	71	100	65	40	30	33	31	39	58	84 13		39 10	61 26		100 30

GELÖSTE ORTHOPHOSPHATE ($\mu\text{g P/l}$) WALDWEIHER

DATEUM	19. 5.83	23. 6.82	14. 7.82	10. 8.82	13. 9.82	9.10.82	10.11.82	6.12.82	10. 1.83	21. 2.83	21. 3.83	14. 4.83	Sonnen- mittel	Standard- abweichung	Werten- mittel	Standard- abweichung	Jahres- mittel	Standard- abweichung	Maximum	Minimum
Tiefe																				
0.0 m	2	3	0	0	0	3	0	0	8	3	1	0	1.3	1.5	1.8	3.5	1.5	2.5	8	0
0.5 m	5	3	0	0	0	2	0	0	7	3	1	0	1.7	2.1	1.8	2.8	1.8	2.3	7	0
1.0 m	1	1	0	0	0	3	0	0	7	0	3	0	0.8	1.2	1.7	2.9	1.3	2.1	7	0
1.5 m	1	2	0	0	0	1	0	0	7	3	3	0	0.7	0.8	2.2	2.8	1.4	2.1	7	0
2.0 m	4	2	0	0	0	4	0	0	7	3	2	0	1.7	2.0	2.0	2.8	1.8	2.3	7	0
2.5 m	0	2	0	0	3	9	0	0	9	5	2	0	2.3	3.5	2.7	3.7	2.5	3.4	9	0
3.5 m	0	2	0	0	0	2	0	1	10	3	3	0	0.7	1.0	2.8	3.8	1.8	2.9	10	0
4.5 m	0	3	0	2	5	3	0	5	10	4	3	1	2.2	1.9	3.8	3.5	3.0	2.9	10	0
5.5 m	0	5	3	4	8	10	0	8	8	5	3	1	5.0	3.6	4.2	3.4	4.6	3.4	10	0

B5

GELÖSTE ORTHOPHOSPHATE ($\mu\text{g P/l}$) GAILIKERWEIHER

0.0 m	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0.7	1.6	0.2	0.4	0.5	1.2	4	0
0.5 m	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0.5	1.2	0.2	0.4	0.3	0.9	3	0
1.0 m	0	2	2	0	0	2	0	0	0	0	1	0	1.0	1.1	0.2	0.4	0.6	0.9	2	0
1.5 m	0	3	3	0	0	1	0	0	0	0	1	0	1.2	1.5	0.2	0.4	0.7	1.2	3	0
2.0 m	4	1	3	0	0	1	0	0	3	0	2	0	1.5	1.6	0.8	1.3	1.2	1.5	4	0

Alle Null-Werte liegen unter der Nachweisgrenze von $1-2 \mu\text{g P/l}$.

NITRATE (NO_3^- -Stickstoff, $\mu\text{g-N/l}$) WALDWEIHER

DATUM TIEFE	19. 5. 83	23. 6. 82	14. 7. 82	10. 8. 82	13. 9. 82	9. 10. 82	10. 11. 82	6. 12. 82	10. 1. 83	21. 2. 83	21. 3. 83	14. 4. 83	5. 5. 83	1. 6. 83	1. 7. 83	1. 8. 83	1. 9. 83	1. 10. 83	1. 11. 83	1. 12. 83
0.0 m	850	490	500	440	110	490	810	990	1570	1360	1520	1330	480	235	1263	301	872	483	1570	110
0.5 m	830	730	540	640	310	480	820	960	1600	1360	1520	1340	588		1267	311	927	430	1600	310
1.0 m	850	820	750	720	380	470	820	970	1590	1400	1560	1450	665	194	1298	324	981	417	1590	380
1.5 m	910	890	830	780	460	470	840	1000	1580	1380	1650	1440	723	205	1315	325	1019	403	1650	460
2.0 m	1130	1090	1120	770	410	480	810	970	1580	1420	1500	1520	833	330	1300	326	1067	396	1580	410
2.5 m	1130	1050	1110	730	370	500	830	970	1610	1420	1390	1490	815	330	1285	311	1050	392	1610	370
3.5 m	820	900	690	310	190	570	830	1050	1600	1410	1160	1230	580	282	1213	270	897	423	1600	190
4.5 m	140	140	90	0	0	650	830	960	1440	1250	880	800	170	243	1026	260	598	508	1440	0
5.5 m	80	150	30	0	0	70	790	990	1310	960	690	570	55	58	885	262	470	470	1310	0

NITRATE (NO_3^- -Stickstoff, $\mu\text{g N/l}$) GATTIKERWEIHER

0.0 m	500	280	140	280	110	280	590	700	1400	1270	1260	1100	265	138	1053	332	659	478	1400	110
0.5 m	480	340	120	300	140	300	560	720	1370	1270	1260	1100	280	134	1047	331	663	467	1370	120
1.0 m	550	360	170	330	180	330	550	730	1380	1230	1210	1110	320	139	1042	328	680	447	1380	170
1.5 m	590	380	180	340	110	330	570	770	1410	1110	1230	1100	322	168	1032	308	677	440	1410	110
2.0 m	440	350	130	230	50	320	540	770	1380	910	1180	1130	253	145	985	305	619	445	1380	50

Alle Null-Werte liegen unter der Nachweisgrenze von 20 $\mu\text{g N/l}$.

NITRITE (NO₂⁻-Stickstoff, µg N/l) WALDWEIHER

WALDWEIHER	19. 5.83	23. 6.82	14. 7.82	10. 8.82	13. 9.82	9.10.82	10.11.82	6.12.82	10. 1.83	21. 2.83	21. 3.83	14. 4.83	Sommer- mittel	Standard- abweichung	Winter- mittel	Standard- abweichung	Jahres- mittel	Standard- abweichung	Maximum	Minimum
0.0 m	4	17	9	13	23	11	23	16	10	6	30	7	12.8	6.6	15.3	9.6	14.1	7.9	30	4
0.5 m	4	16	9	13	23	11	23	17	10	6	29	7	12.7	6.5	15.3	9.3	14.0	7.8	29	4
1.0 m	4	16	13	14	30	13	23	16	10	6	28	7	15.0	8.4	15.0	9.0	15.0	8.3	30	4
1.5 m	4	16	12	26	35	11	16	16	10	6	25	7	17.3	11.3	13.3	7.1	15.3	9.2	35	4
2.0 m	3	16	32	27	47	11	22	16	10	6	25	7	22.7	15.9	14.3	8.0	18.5	12.8	47	3
2.5 m	6	16	80	34	70	11	22	16	10	6	30	7	36.2	31.7	15.2	9.4	25.7	24.8	80	6
3.5 m	89	17	286	26	103	11	23	16	11	7	58	22	88.7	104.	22.8	18.3	55.8	79.2	286	7
4.5 m	64	92	80	5	6	12	23	16	18	13	110	63	43.2	40.0	40.5	38.7	41.8	37.6	110	5
5.5 m	2	9	0	5	4	10	22	17	32	14	348	98	5.0	3.9	88.5	131.	46.8	98.5	348	5

B7

NITRITE (NO₂⁻-Stickstoff, µg N/l) GATTIKERWEIHER

0.0 m	9	17	13	9	9	10	23	16	10	5	28	6	11.2	3.3	14.7	9.4	12.9	6.9	28	5
0.5 m	6	17	10	8	9	10	23	16	9	5	29	7	10.0	3.7	14.8	9.6	12.4	7.4	29	5
1.0 m	7	19	12	9	9	10	23	16	33	6	26	7	11.0	4.2	18.5	10.8	14.8	8.7	33	6
1.5 m	4	18	15	9	9	10	22	16	33	8	27	7	10.8	5.0	18.8	10.4	14.8	8.8	33	4
2.0 m	5	18	38	23	38	11	22	16	8	17	29	10	22.2	13.7	17.0	7.7	19.6	11.0	38	5

AMMONIUM (NH₄⁺/NH₃-Stickstoff, µg N/l) WALDWEIHER

DATUM TIEFE	19. 5. 82	23. 6. 82	14. 7. 82	10. 8. 82	13. 9. 82	9. 10. 82	10. 11. 82	6. 12. 82	10. 1. 83	21. 2. 83	21. 3. 83	14. 4. 83	Scannen- rate	Storage- rate	Wärter- rate	Storage- rate	abheben- rate	Wärter- rate	Storage- rate	Max: µg N	Min: µg N
0.0 m	13	7	9	0	26	254	100	75	130	6	10	24	51.5	99.6	57.5	51.8	54.5	75.7	254	0	
0.5 m	13	7	15	4	16	252	101	83	130	6	4	12	51.2	98.5	56.0	55.4	53.6	76.2	252	4	
1.0 m	18	8	15	10	18	250	107	77	120	5	11	12	53.2	96.5	55.3	52.3	53.3	74.0	250	5	
1.5 m	15	10	16	31	11	252	125	75	130	13	6	10	55.8	96.4	59.8	58.3	57.8	76.0	252	6	
2.0 m	25	15	43	27	15	256	134	78	240	15	9	9	68.5	94.9	80.8	92.5	72.2	89.8	256	9	
2.5 m	41	22	97	83	58	259	128	77	530	21	9	11	93.3	85.6	129	201	111	148	530	9	
3.5 m	440	44	266	239	154	291	141	73	700	40	156	133	239	133	207	245	223	189	700	40	
4.5 m	1120	217	910	1180	2540	470	161	121	1840	202	406	460	1072	811	531	655	802	757	2540	121	
5.5 m	1200	800	2300	5350	3640	2100	180	195	3440	410	514	580	2565	684	886	1262	1725	1667	5350	180	

AMMONIUM (NH₄⁺/NH₃-Stickstoff, µg N/l) GATTIKERWEIHER

0.0 m	12	6	11	12	8	149	39	101	90	6	9	13	33.0	56.9	43.0	42.5	38.0	48.1	149	6
0.5 m	14	6	10	10	23	147	43	105	90	6	1	9	35.0	55.2	42.3	45.5	38.6	48.4	147	1
1.0 m	13	16	63	17	17	149	47	101	120	5	45	19	45.8	54.0	56.2	45.4	51.0	47.8	149	5
1.5 m	25	44	176	71	49	145	56	106	140	40	4	14	85.0	61.1	60.0	53.3	72.5	56.2	176	4
2.0 m	37	133	318	245	156	146	53	97	240	310	14	26	172.5	97.3	123.3	122.9	147.9	108.7	318	14

TRÜBSTOFFE (% TRANSMISSION 420 nm) WALDWELNER

WALDWEI- TIEFE	19. 5.83	23. 6.82	14. 7.82	10. 8.82	13. 9.82	9.10.82	10.11.82	6.12.82	10. 1.83	21. 2.83	21. 3.83	14. 4.83	Sonnen- mittel	Standard- abweichung	Winter- mittel	Standard- abweichung	Jahres- mittel	Standard- abweichung	Maximum	Minimum
0.0 m	52.2	16.5	49.0	42.2	60.8	44.3	56.2	64.3	60.3	67.0	69.1	41.7	44.2	15.1	59.8	10.0	52.0	14.7	69.1	16.5
0.5 m	52.9	12.0	50.7	43.8	60.6	41.0	53.8	63.0	59.9	67.0	67.0	41.5	43.5	16.9	58.7	9.8	51.1	15.4	67.0	12.0
1.0 m	54.1	16.0	47.3	47.7	56.6	42.9	57.0	63.3	64.7	69.0	63.0	44.5	44.1	14.6	60.3	8.6	52.2	14.2	69.0	16.0
1.5 m	53.8	17.7	46.1	52.6	55.0	42.7	57.6	64.0	59.0	69.0	64.1	47.0	44.6	13.7	60.1	7.6	52.4	13.5	69.0	17.7
2.0 m	57.5	20.7	43.3	53.3	55.4	41.7	59.0	63.0	58.8	69.0	68.6	52.9	45.3	13.9	61.9	6.9	53.6	13.3	69.0	20.7
2.5 m	63.0	21.3	44.7	52.1	48.7	41.0	58.2	64.0	65.2	70.0	68.7	49.4	45.1	13.7	62.4	8.0	53.9	14.1	70.0	21.3
3.5 m	71.5	23.6	51.0	49.2	55.4	41.7	58.1	63.8	66.0	71.0	68.4	67.1	48.7	15.8	65.7	4.4	57.2	14.2	71.5	23.6
4.5 m	52.1	24.3	53.5	41.3	26.4	37.7	56.6	65.8	66.6	70.0	67.4	67.0	39.2	12.4	65.6	4.6	52.4	16.4	70.0	24.3
5.5 m	43.7	11.2	26.9	18.0	20.9	8.7	56.7	65.8	66.0	62.8	63.3		21.6	12.7	63.4	3.6	42.5	23.6	66.0	8.7

TRÜBSTOFFE (% TRANSMISSION 420 nm) GATTIKERWELNER

0.0 m	65.1	37.0	45.7	54.1	62.5	47.3	62.9	68.4	64.1	73.0	73.1	51.1	52.0	10.7	65.4	8.2	59.1	12.1	78.0	37.0
0.5 m	63.1	29.8	40.9	49.4	58.2	48.2	61.3	68.1	64.0	73.0	73.1	50.5	48.3	12.0	65.0	8.5	56.6	13.2	73.1	29.8
1.0 m	52.8	24.8	45.8	48.0	54.3	48.4	61.1	64.0	64.0	68.0	73.1	52.6	45.7	10.7	63.8	6.9	54.7	12.8	73.1	24.8
1.5 m	52.3	21.0	40.7	47.1	46.4	48.0	61.7	69.0	63.9	68.0	71.1	49.1	42.6	11.2	63.8	8.0	53.2	14.4	71.1	21.0
2.0 m	43.1	21.0	36.5	34.2	34.6	48.0	61.6	60.1	61.6	65.0	66.5	48.4	36.2	9.2	61.9	7.1	49.1	15.5	68.1	21.0

EXTINKTION 254 nm (ORGANISCHE STOFFE) WALDWEIHER (10^{-3})

DATUM TIEFE	19. 5. 83	23. 6. 82	14. 7. 82	10. 8. 82	13. 9. 82	9. 10. 82	10. 11. 82	6. 12. 82	10. 1. 83	21. 2. 83	21. 3. 83	14. 4. 83	Extinktion 10. 4. 83	Extinktion 30. 4. 83	Extinktion 1. 5. 83	Extinktion 15. 5. 83	Extinktion 30. 5. 83	Extinktion 1. 6. 83	Extinktion 15. 6. 83	Extinktion 30. 6. 83
0.0 m	99	150	134	205	132	180	147	119	112	(98)	84	99	150.0	37.7	109.8	21.9	129.9	36.1	205	84
0.5 m	96	190	133	182	136	160	148	120	115	98	84	99	149.5	35.0	110.7	22.4	130.0	34.6	190	84
1.0 m	102	172	135	190	133	154	142	122	118	93	84	102	147.7	31.3	110.2	21.3	128.9	32.1	190	84
1.5 m	105	166	140	187	136	148	139	116	112	85	85	104	145.8	43.3	106.8	20.5	126.9	31.4	187	85
2.0 m	110	163	155	196	141	156	136	118	112	87	78	101	153.5	28.1	105.3	21.2	129.4	34.6	196	78
2.5 m	106	151	159	170	145	152	134	105	105	86	78	103	147.2	21.9	101.8	19.4	124.5	30.8	170	78
3.5 m	91	141	149	152	141	149	134	105	100	83	77	80	137.2	23.1	96.5	21.6	116.8	30.1	152	77
4.5 m	87	117	145	204	265	153	135	102	93	81	75	77	161.8	63.9	93.8	22.6	127.8	57.9	265	75
5.5 m	91	240	227	354	325	437	134	99	91	79	74	81	279.0	120.2	93.0	22.0	186.0	127.4	437	74

EXTINKTION 254 nm (ORGANISCHE STOFFE) GATTIKERWEIHER (10^{-3})

0.0 m	97	146	141	161	127	150	131	103	107	79	99	137.0	22.5	102.7	16.9	119.8	26.1	161	79	
0.5 m	85	133	138	160	131	142	128	108	119	97	82	97	131.5	25.0	105.2	16.7	118.3	24.5	160	82
1.0 m	97	136	140	156	128	146	127	113	118	92	78	96	133.8	20.4	104.0	18.4	118.9	24.2	156	78
1.5 m	103	132	141	158	128	156	126	115	116	90	78	97	136.3	20.4	103.7	18.3	120.0	25.1	158	78
2.0 m	115	135	151		137	152	129	108	107	(90)	80	97	159.7	54.7	101.8	17.0	130.8	49.0	268	80

KALIUMPERMANGANATVERBRAUCH (mg KMnO₄/l) WALDWEIHER

Datum	19. 5.83	23. 6.82	14. 7.82	10. 8.82	13. 9.82	9.10.82	10.11.82	6.12.82	10. 1.83	21. 2.83	21. 3.83	14. 4.83	Sommer- mittel	Standard- abweichung	Winter- mittel	Standard- abweichung	Jahres- mittel	Standard- abweichung	Maximum	Minimum
Tiefe	19. 5.83	23. 6.82	14. 7.82	10. 8.82	13. 9.82	9.10.82	10.11.82	6.12.82	10. 1.83	21. 2.83	21. 3.83	14. 4.83	Sommer- mittel	Standard- abweichung	Winter- mittel	Standard- abweichung	Jahres- mittel	Standard- abweichung	Maximum	Minimum
0.0 m	21.6	26.9	25.0	24.3	19.9	23.4	20.2	14.5	15.3	17.0	11.1	21.8	23.5	2.5	16.7	3.9	20.1	4.7	26.9	11.1
0.5 m	22.4	29.4	25.0	24.3	19.6	23.4	19.9	15.5	15.3	18.3	12.3	22.6	24.0	3.2	17.3	3.7	20.7	4.8	29.4	12.3
1.0 m	22.0	25.9	26.3	24.3	20.5	20.9	18.6	14.9	14.7	15.2	16.8	21.2	23.3	2.5	16.9	2.6	20.1	4.1	26.3	14.7
1.5 m	22.4	25.3	26.3	20.9	21.2	22.8	18.0	13.9	16.0	14.2	15.8	20.3	23.2	2.2	16.4	2.4	19.8	4.2	26.3	13.9
2.0 m	21.6	22.1	25.9	20.9	25.3	22.4	18.0	13.9	16.0	13.9	13.0	18.0	23.0	2.1	15.5	2.2	19.3	4.4	25.9	13.0
2.5 m	20.1	20.5	24.3	19.6	25.6	23.4	17.1	13.6	13.4	13.0	11.7	19.0	22.3	2.5	14.6	2.8	18.4	4.7	25.6	11.7
3.5 m	14.7	18.6	20.9	19.6	22.1	22.1	17.7	14.2	13.1	13.0	11.7	13.2	19.7	2.8	13.8	2.1	16.7	3.8	22.1	11.7
4.5 m	15.6	18.0	16.4	19.3	30.7	21.5	17.4	13.0	13.1	11.7	12.6	11.4	20.3	5.5	13.2	2.2	16.7	5.4	30.7	11.4
5.5 m	16.0	24.5	21.8	24.3	34.1	27.5	21.8	16.1	15.2	12.3	12.6	13.3	24.7	6.0	15.2	3.6	20.0	6.8	34.1	12.3

KALIUMPERMANGANATVERBRAUCH (mg KMnO₄/l) GATTIKERWEIHER

0.0 m	16.1	19.9	23.4	20.5	22.8	18.6	19.0	10.5	15.6	15.0	11.1	19.3	20.2	2.7	15.1	3.7	17.7	4.1	23.4	10.5
0.5 m	16.9	20.5	25.6	23.7	22.8	20.9	20.5	12.6	16.0	15.5	10.4	19.4	21.7	3.0	15.7	3.8	18.7	4.6	25.6	10.4
1.0 m	19.6	23.9	25.0	20.4	22.8	21.8	18.3	13.0	15.0	19.3	11.1	21.0	22.3	2.1	16.3	3.9	19.3	4.3	25.0	11.1
1.5 m	20.9	21.8	25.3	20.2	24.7	21.2	18.3	13.3	15.3	16.4	11.4	20.6	22.4	2.1	15.9	3.3	19.1	4.3	25.3	11.4
2.0 m	25.4	23.2	20.9	25.3	28.8	20.2	18.3	12.5	14.7	14.7	13.6	19.9	24.0	3.2	15.6	2.9	19.8	5.2	28.8	12.5

Probenahmestelle Schlegeltobel (WWI): Polynomkoeffizienten c_i ($i=0, \dots, 8$) des Polynoms (Gl. 2; S. 21) zur

Berechnung der Nährstofffrachten sowie Korrelationskoeffizienten der multiplen linearen Regressionsrechnungen und Stichprobengrößen

$P \neq 0$: Wahrscheinlichkeit in %, dass der berechnete Polynomkoeffizient c_i nicht Null ist.

Korr.koeff.: Korrelationskoeffizient r der multiplen linearen Regressionsrechnung

n = für die Berechnung der Polynomkoeffizienten verwendete gesamte Anzahl Stichproben

n_1 = Anzahl Stichproben zwischen August 1982 und Juli 1983

n_2 = Anzahl Stichproben zwischen August 1983 und August 1984

	Gesamtphosphor P ₄₀	Part. Phosphor P ₄₀	ortho-Phosphat P ₄₀	Nitrat-N	P ₄₀	Nitrit-N	P ₄₀	Ammonium-N	P ₄₀
C0	68,5897	111,583	16,4135	2454,7		13,4581		21,9449	
C1	0,0	-99,3495	49%		55,87%	-6,35833	61,85%	0,0	
C2	0,0	-4,21656	90,39%	-1126,49	100%	0,0			
C3	0,248924E-1	0,453189E-1	0,93441	99,98%				0,845833	60,97%
C4	-0,617829E-4	100%	-0,108966E-2	76,09%	100%	-0,168726E-2	98,26%	-0,956775E-2	65,21%
C5	54,5345	96,46%	0,0	-0,331772E-3	100%	0,45407E-5	97,33%	0,213017E-4	64,87%
C6	0,352883E-1	0,56%	37,3843	1695,4	100%	5,56986	98,08%	18,5776	83,98%
C7	0,0	0,0	-6,60325	-1091,58	99,04%	-3,1985	77,28%	13,6732	70,43%
C8	0,0	0,0	13,5872	588,178	90,9%	-5,93071	97,22%	0,0	
			-6,4988	61%	91,22%	-3,33899	82,88%	0,0	
Korr.- koeff.	r=0,725 (95 FG)	r=0,636 (56 FG)	r=0,729 (97 FG)	r=0,711 (100 FG)		r=0,603 (28 FG)		r=0,411 (30 FG)	
Stich- proben- anzahl	n=100 n ₁ =36 n ₂ =64	n=61 n ₁ =23 n ₂ =38	n=104 n ₁ =35 n ₂ =69	n=108 n ₁ =35 n ₂ =73		n=36 n ₁ =35 n ₂ =1		n=36 n ₁ =35 n ₂ =1	

Probenahmestelle Waldweihen Zufluss (WW2): Polynomkoeffizienten c_i ($i=0, \dots, 8$) des Polynoms (Gl. 2; S. 21) zur Berechnung der Nährstofffrachten sowie Korrelationskoeffizienten der multiplen linearen Regressionsrechnungen und Stichprobengrößen

Pf. 0: Wahrscheinlichkeit in %, dass der berechnete Polynomkoeffizient c_i nicht Null ist.

Korr.koeff.: Korrelationskoeffizient r der multiplen linearen Regressionsrechnung

n = für die Berechnung der Polynomkoeffizienten verwendete gesamte Anzahl Stichproben

n_1 = Anzahl Stichproben zwischen August 1982 und Juli 1983

n_2 = Anzahl Stichproben zwischen August 1983 und August 1984

3

	Gesamtkphosphor P/0	Part. Phosphor P/0	ortho-Phosphat P/0	Mitrat-N	P/0	Mitric-N	P/0	Ammonium-N	P/0
C0	25,6705	57,7952	-13,13	876,182		7,52534		10,6618	
C1	0,0	-161,296	0,0	0,0		-12,192		41,8246	22,642
C2	0,0	-1,22822	88,092	39,0237	1002	0,0		0,827447	50,78
C3	0,644514E-2	1002	0,378025E-2	-0,128966	1002	-0,34621E-3	96,392	-0,716374E-2	61,32
C4	-0,607561E-5	1002	-0,825689E-5	0,903349E-4	1002	0,742355E-6	94,492	0,12425E-4	63,672
C5	14,2498	51,992	0,0	1365,81	1002	3,69069	99,762	16,3358	76,022
C6	-27,2534	75,87	0,0	-1151,37	99,992	-2,85568	94,732	2,52165	11,742
C7	0,0	0,0	0,0	8,83333	99,12	391,336	88,152	-11,1298	50,32
C8	0,0	0,0	-9,91443	-291,859	84,062	2,08428	90,282	5,77869	29,02
Korr.- koeff.	$r=0,792$ (90 F6)	$r=0,752$ (73 F6)	$r=0,793$ (93 F6)	$r=0,702$ (95 F6)	$r=0,701$ (28 F6)	$r=0,382$ (27 F6)			
Stich- proben- anzahl	$n = 95$ $n_1 = 34$ $n_2 = 61$	$n = 78$ $n_1 = 25$ $n_2 = 53$	$n = 101$ $n_1 = 34$ $n_2 = 67$	$n = 103$ $n_1 = 35$ $n_2 = 68$	$n = 36$ $n_1 = 35$ $n_2 = 1$	$n = 36$ $n_1 = 35$ $n_2 = 1$			

Probenahmestelle Gattikerweiher Zufluss (GW1): Polynomkoeffizienten c_i ($i=0, \dots, 8$) des Polynoms (Gl. 2; S. 21) zur Berechnung der Nährstofffrachten sowie Korrelationskoeffizienten der multiplen linearen Regressionsrechnungen und Stichprobengrößen

$P \neq 0$: Wahrscheinlichkeit in %, dass der berechnete Polynomkoeffizient c_i nicht Null ist.

Korr.koeff.: Korrelationskoeffizient r der multiplen linearen Regressionsrechnung

$n \approx$ für die Berechnung der Polynomkoeffizienten verwendete gesamte Anzahl Stichproben

n_1 = Anzahl Stichproben zwischen August 1982 und Juli 1983

n_2 = Anzahl Stichproben zwischen August 1983 und August 1984

	Gesamtphosphor P40	Part. Phosphor P40	ortho-Phosphat P40	Nitrat-N	P40	Nitrit-N	P40	Ammonium-N	P40
C0	43,5637	72,8641	9,10844	1333,1		23,6851		85,4362	
C1	-113,669	83,32%	-48,7843	87,1%	99,21%	-72,8287	91,76%	-724,729	99,97%
C2	-0,366268	67,53%	-0,128537	97,56%	95,38%	-0,206737	99,9%	0,0	
C3	0,682846E-2	93,57%	0,494709E-3	99,2%	0,713777E-1	0,0		-0,441359E-2	90,36%
C4	-0,168158E-4	95,04%	0,0	-0,152121E-3	81,23%	0,17855E-5	99,25%	0,138297E-4	85,51%
C5	-12,1771	99,63%	0,0	374,254	100%	-0,574839	25,45%	-34,0242	99,96%
C6	2,54631	53,36%	0,0	453,828	100%	-5,57481	99,84%	10,3336	82,93%
C7	0,0		-1,22114	59,57%		2,3183	74,85%	-36,5375	99,93%
C8	0,0		2,40881	98,74%		-2,17701	88,07%	-8,92017	82,94%
Korr.-Koeff.	$r=0,797$ (26 FG)		$r=0,592$ (28 FG)	$0,977$ (26 FG)		$r=0,854$ (26 FG)		$r=0,806$ (26 FG)	
Stichprobenanzahl	$n = 33$ $n_1 = 33$ $n_2 = 0$	$n = 24$ $n_1 = 24$ $n_2 = 0$	$n = 34$ $n_1 = 34$ $n_2 = 0$	$n = 33$ $n_1 = 33$ $n_2 = 0$	$n = 34$ $n_1 = 34$ $n_2 = 0$	$n = 34$ $n_1 = 34$ $n_2 = 0$	$n = 34$ $n_1 = 34$ $n_2 = 0$	$n = 34$ $n_1 = 34$ $n_2 = 0$	

Probenahmestelle Gattikerweiher Abfluss (GW2): Polynomkoeffizienten c_i ($i=0, \dots, 8$) des Polynoms (Gl. 2; S. 21)

zur Berechnung der Nährstofffrachten sowie Korrelationskoeffizienten der multiplen linearen Regressionsrechnungen und Stichprobengrößen

Pf 0: Wahrscheinlichkeit in %, dass der berechnete Polynomkoeffizient c_i nicht Null ist.

Korr.koeff.: Korrelationskoeffizient r der multiplen linearen Regressionsrechnung

n - für die Berechnung der Polynomkoeffizienten verwendete gesamte Anzahl Stichproben

n_1 = Anzahl Stichproben zwischen August 1982 und Juli 1983

n_2 = Anzahl Stichproben zwischen August 1983 und August 1984

	Gesamtsphosphor P ₄₀	Part. Phosphor P ₄₀	ortho-Phosphat P ₄₀	Nitrat-N	P ₄₀	Nitrit-N	P ₄₀	Amonium-N	P ₄₀
U0	-7,64766	-8,42495	2,74182	307,117	94,842	145,75		153,513	
C1	270,206	99,362	285,366	93,562	-14,7405	90,162	1517,06	94,842	0,0
C2	1,38775	99,852	0,601385	99,662	-0,69974E-1	93,252	14,5904	99,662	-13,5812
C3	-0,75279E-2	99,162	0,951689E-3	99,712	0,49952E-3	92,972	-0,148585	98,872	0,329565
C4	0,100043E-4	98,462	0,0	-0,687716E-6	90,592	0,552415E-3	98,692	-0,710648E-3	99,592
C5	-17,0235	1002	-0,371444	2,872	0,173284	45,422	384,876	1002	-24,1222
C6	-10,6821	99,992	-7,01283	95,912	-0,639483	98,262	475,213	1002	39,7756
C7	7,27435	99,082	12,0135	99,242	0,0	86,003	99,962	-4,18077	12,6253
C8	13,7289	99,992	14,4786	0,0	59,0159	98,872	-2,46552	47,4885	61,332
Korr.- koeff.	$r=0,912$ (34 F6)	$r=0,953$ (12 F6)	$r=0,725$ (36 F6)	$r=0,990$ (33 F6)				$r=0,666$ (32 F6)	
Stich- proben- anzahl	$n = 43$ $n_1 = 41$ $n_2 = 2$	$n = 20$ $n_1 = 18$ $n_2 = 2$	$n = 43$ $n_1 = 41$ $n_2 = 2$	$n = 42$ $n_1 = 41$ $n_2 = 1$	$n = 41$ $n_1 = 41$ $n_2 = 0$	$n = 40$ $n_1 = 40$ $n_2 = 0$			

Zu- und Abflussuntersuchungen: Ein- und Zweijahresfrachten

Probenahme- stelle	Zeitperiode	Wassermenge ($\times 1000 \text{ m}^3$)	Gesamt-P (kg P)	Partik. P (kg P)	Phosphat-P (kg P)	Nitrat-N (kg N)	Nitrit-N (kg N)	Ammonium-N (kg N)
WW1	1982/83	914	157.8	42.9	63.3	3886	8.1	34.4
	1983/84	479	63.9	20.4	27.3	1859	5.0	18.4
	1982/84	1393	221.7	63.3	90.6	5745	13.1	52.8
WW2	1982/83	1380	119.0	61.6	40.3	4040	7.1	39.8
	1983/84	747	44.2	24.1	15.6	1912	4.7	23.4
	1982/84	2127	163.2	85.7	55.9	5952	11.8	63.2
GW1	1982/83	1477	73.2	62.1	4.6	1630	11.9	66.3
	1983/84	746	31.6	24.7	2.2	830	7.3	28.7
	1982/84	2223	104.8	86.8	6.8	2460	19.2	95.0
GW2	1982/83	1675	74.5	74.6	2.7	2936	36.2	147.4
	1983/84	779	36.1	31.0	0.6	842	15.6	68.9
	1982/84	2454	110.6	105.6	3.3	3778	51.8	216.3

Zusammenstellung der Juli-Messdaten der Jahre 1982-1986

WALDWEIHER		Temperaturen (°C)					pH-Werte					Sauerstoff (mg/l)					Sichttiefen (cm)				
Tiefe (m)	1982	1983	1984	1985	1986	1982	1983	1984	1985	1986	1982	1983	1984	1985	1986	1982	1983	1984	1985	1986	
	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.	
0.0	24,0	27,5	24,1	24,1	22,2	8,6	8,6	8,5	8,2	8,5	16,1	15,7	13,3	10,7	10,6	110	95	100	170	150	
0.5	23,9	25,6	23,6	23,9	20,3	8,6	8,5	8,5	8,2	8,5	17,1	18,1	13,2	10,6	11,8						
1.0	23,6	23,9	23,1	23,7	19,7	8,5	8,5	8,5	8,2	8,4	19,7	21,0	13,6	10,4	12,1						
1.5	20,8	21,6	22,3	23,4	19,3	8,4	8,4	8,4	8,1	8,4	20,3	18,5	14,8	11,1	12,8						
2.0	18,2	19,3	21,0	22,7	18,5	7,9	8,1	8,2	8,1	8,4	9,3	14,1	12,7	12,5	12,9						
2.5	17,1	16,6	19,4	21,3	17,8	7,4	7,6	7,7	8,0	8,2	4,4	2,8	6,0	12,4	13,4						
3.0	16,0	13,6	18,3	20,0	16,0	7,4	7,5	7,4	7,8	8,1	0,3	1,6	0,4	8,8	11,2						
3.5	15,2	11,4	17,0	18,6	14,2	7,3	7,4	7,3	7,3	7,7	1,0	0	0,2	2,3	6,4						
4.0	14,8	9,7	15,2	17,5	13,0	7,3	7,3	7,3	7,3	7,6	0,4	0	0	0,1	2,1						
4.5	13,7	8,7	14,1	16,1	11,3	7,2	7,2	7,2	7,2	7,5	0,6	0	0	0	1,6						
5.0	12,5	8,1	12,8	15,0	10,5	7,0	7,2	7,1	7,1	7,4	0	0	0	0	1,0						
5.5	11,2	7,7	11,6	13,8	9,3	6,7	7,1	7,0	7,0	7,2	0	0	0	0	0,6						

GÄTTIKERWEIHER

Tiefe (m)	1982	1983	1984	1985	1986	1982	1983	1984	1985	1986	1982	1983	1984	1985	1986
	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.
0.0	25,9	28,0	-	-	22,2	8,1	7,8	-	-	8,3	12,9	6,2	-	-	10,2
0.5	25,3	27,0	-	-	21,3	8,0	7,7	-	-	8,3	11,2	5,0	-	-	10,4
1.0	25,0	26,2	-	-	19,8	7,8	7,7	-	-	8,0	7,8	3,7	-	-	9,8
1.5	24,5	24,7	-	-	19,7	7,5	7,6	-	-	8,0	6,6	1,6	-	-	10,3
2.0	23,1	23,7	-	-	19,0	7,2	7,5	-	-	8,0	1,5	0,3	-	-	8,5
2.5	21,8	22,7	-	-	18,9	7,0	7,4	-	-	7,8					

Zusammenstellung der Juli-Messdaten der Jahre 1982-1986

<u>WALDWEIHER</u>	Gesamt- Phosphor ($\mu\text{g P/l}$)					Partikulärer Phosphor ($\mu\text{g P/l}$)					Gelöstes ortho- Phosphat ($\mu\text{g P/l}$)				
Tiefe	1982	1983	1984	1985	1986	1982	1983	1984	1985	1986	1982	1983	1984	1985	1986
(m)	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.
0.0	72	56	45	32	20	-	49	38	24	-	0	0	0	5	1
0.5	66	58	-	38	23	-	50	63	31	8	0	0	-	3	2
1.0	85	80	71	43	28	-	70	71	36	13	0	0	1	3	2
1.5	92	90	-	40	-	-	81	-	33	13	0	0	-	1	-
2.0	101	86	77	46	34	-	77	70	38	23	0	0	0	2	0
2.5	170	86	79	46	29	-	75	86	37	25	0	2	-	4	0
3.5	83	68	96	58	42	-	57	68	49	29	0	0	1	2	0
4.5	65	-	78	62	74	-	-	57	52	54	0	2	3	3	2
5.5	63	-	64	53	61	-	-	-	43	41	3	2	2	5	4

GÄTTIKERWEIHER

Tiefe	1982	1983	1984	1985	1986	1982	1983	1984	1985	1986
(m)	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.
0.0	59	58	-	-	24	-	47	-	-	10
0.5	77	90	-	-	40	-	79	-	-	27
1.0	78	106	-	-	50	-	97	-	-	30
1.5	106	105	-	-	-	-	94	-	-	-
2.0	93	81	-	-	59	-	74	-	-	39

Nachweisgrenzen: Gesamt-Phosphor 5 $\mu\text{g P/l}$, gelöster ortho-Phosphat-Phosphor 2 $\mu\text{g P/l}$

Zusammenstellung der Juli-Messdaten der Jahre 1982-1986

Tiefe (m)	MALMEIER Nitrat-Stickstoff ($\mu\text{g N/l}$)						Nitrit-Stickstoff ($\mu\text{g N/l}$)						Ammonium/Ammoniak-N ($\mu\text{g N/l}$)					
	1982	1983	1984	1985	1986		1982	1983	1984	1985	1986		1982	1983	1984	1985	1986	
	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.		14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.		14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.	
0.0	500	70	1450	0	230		9	1	28	0	10		10	25	0	0	20	
0.5	540	70	-	0	215		9	1	-	0	10		15	25	-	0	15	
1.0	750	130	1370	0	195		13	1	26	0	9		15	30	25	0	10	
1.5	830	350	-	0	-		12	8	-	-	-		15	40	-	-	-	
2.0	1120	-	1350	0	260		32	29	36	0	10		45	50	95	0	10	
2.5	1110	310	0	0	280		80	64	74	0	11		105	155	388	0	18	
3.5	690	80	1090	0	280		286	9	240	0	11		285	585	308	0	50	
4.5	90	80	150	0	40		80	3	162	0	6		915	2739	620	0	600	
5.5	30	70	20	0	35		0	2	39	0	5		1330	3370	1680	375	2700	

GATIKERMEIER

Tiefe (m)	1982	1983	1984	1985	1986	1982	1983	1984	1985	1986	1982	1983	1984	1985	1986
	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.	14.7.	18.7.	24.7.	16.7.	22.7.
0.0	140	110	-	-	80		13	3	-	8		15	135	-	0
0.5	120	110	-	-	90		10	3	-	7		10	160	-	0
1.0	170	120	-	-	95		12	3	-	7		65	210	-	0
1.5	180	110	-	-	-		15	3	-	-		185	310	-	0
2.0	130	80	-	-	135		30	1	-	7		350	650	-	0

Nachweisgrenzen: Nitrat-Stickstoff 20 $\mu\text{g/l}$, Nitrit-Stickstoff 2 $\mu\text{g N/l}$, Ammonium/Ammoniak-Stickstoff 10 $\mu\text{g N/l}$

L E B E N S L A U F

Peter Hans Klöti, von Zürich, in Thalwil. Geboren am 6.3.1955 in Zürich.

- | | |
|-----------|--|
| 1962-1967 | Primarschule Thalwil. |
| 1968-1970 | Sekundarschule. |
| 1971-1974 | Mittelschule (Lehrerseminar Küsnacht), Maturität. |
| 1975 | Oberseminar des Kantons Zürich (Primarlehrerpatent). |
| 1976-1981 | Studium der Biologie mit Diplomarbeit in Hydrobiologie unter der Leitung von Prof. Dr. E.A. Thomas. |
| 1982 | Diplom in Biologie. Hauptfach: Allgemeine Botanik. |
| 1982-1985 | Dissertationsarbeit an der Hydrobiologisch-limnologischen Station der Universität Zürich, unter der Leitung von Prof. Dr. E.A. Thomas und Dr. F. Schanz. |
| 1980-1984 | Lehrbeauftragter für Biologie an den Kantonsschulen Stadelhofen und Wetzikon (Teilzeitarbeit). |
| seit 1985 | Wissenschaftlicher Mitarbeiter in der Gruppe Hydrologie an der Eidgenössischen Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Birmensdorf.
Bearbeitung des Projektes "Bestandesniederschlag" aus dem Programm 14+ (Luftverschmutzung und Waldschäden in der Schweiz) des Schweizerischen Nationalfonds für die Förderung wissenschaftlicher Forschung. |
| 1988 | Abschluss der Dissertationsarbeit unter der Leitung von Prof. Dr. R. Bachofen und Dr. F. Schanz. (Nach dem Tode von Prof. Dr. E.A. Thomas im Jahre 1986). |

Verzeichnis der Dozenten und Dozentinnen, deren Kurse und Vorlesungen besucht wurden:

H. Ambühl, G. Bächli, R. Bachofen, E. Batschelet, J. Biegert, M.A. Billeter, M. Birnstiel, E. Brun, H.R. Bürgi, H. Burla, P.S. Chen, C.D.K. Cook, P. Christen, A. Dübendorfer, G. Dütsch, W. Egger, P. Endress, C.H. Eugster, W. Geller, M. Greuter, K. Hanselmann, H.R. Hohl, R. Honegger, R. Humbel, J. Kägi, Hch. Keller, F. Klötzli, St. Kubik, H. Kummer, W. Kündig, W. Kunz, E. Landolt, H.R. Oswald, R. Parish, D. Rast, F. Renner, H. Rieber, H.P. Ruffner, F. Schanz, K. Schneider, U. Sommer, R. Staub, I.D. Tacier, P. Tardent, E.A. Thomas, H. Wanner, R. Wehner, C. Weissmann, H. Wildermuth, O. Woodtli, V. Ziswiler.

